

Alma Mater Studiorum – Università di Bologna

DOTTORATO DI RICERCA IN

**Scienze Ambientali: Tutela e Gestione delle Risorse
Naturali**

Ciclo XXV

Settore Concorsuale di afferenza: 02/B3 – Scienze fisiche

Settore Scientifico disciplinare: FIS/07 – Fisica applicata (a beni culturali, ambientali, biologia e medicina)

TITOLO TESI

**Sviluppo di tecniche per la progettazione delle reti di
monitoraggio della qualità dell'aria**

Presentata da: Dott. Samuele Marinello

**Coordinatore Dottorato
Prof. Enrico Dinelli**

**Tutore
Prof.ssa Serena Righi**

**Relatore
Prof. Massimo Andretta**

**Co-Tutore
Dott.ssa Patrizia Luciali**

Esame finale anno 2014

ad Anna Maria e Giuseppe

INDICE

ABSTRACT	1
SCOPO DEL LAVORO	3
CAPITOLO 1. LA QUALITÀ DELL'ARIA ED IL SUO MONITORAGGIO	5
CAPITOLO 2. LA NORMATIVA DI RIFERIMENTO	9
CAPITOLO 3. ANALISI DELLA BIBLIOGRAFIA DI RIFERIMENTO PER LA PROGETTAZIONE DELLE ATTIVITA' DI MONITORAGGIO DELLA QUALITÀ DELL'ARIA	11
3.1. Bibliografia di riferimento	11
3.2. Concetti teorici di base – la Ricerca Operativa	13
CAPITOLO 4. IDENTIFICAZIONE E CARATTERIZZAZIONE DEL CASO STUDIO	16
4.1. Caratteristiche fisiche e meteo-climatiche	16
4.2. Sorgenti di emissione e relativi carichi inquinanti	18
4.3. Strumenti per la valutazione della qualità dell'aria utilizzati nella provincia di Ravenna	20
4.4. Situazione attuale della qualità dell'aria nell'area studio	21
CAPITOLO 5. RACCOLTA, ELABORAZIONE ED ANALISI DEI DATI – STRUMENTI E MODALITÀ OPERATIVE	25
5.1. Geographic Information System - GIS	25
5.2. Inventari di emissione degli inquinanti atmosferici	25
5.3. Modelli matematici per la valutazione dello stato di qualità dell'aria	26
5.3.1. Il modello PESCO	27
5.3.2. Il modello ADMS-URBAN	29
5.4. Analisi statistiche ed elaborazioni di dati numerici – software Matlab	32
5.5. Automatizzazione della procedura di allocazione sviluppata – Access e Visual Basic	33
CAPITOLO 6. DEFINIZIONE DELLA METODOLOGIA PER IL POSIZIONAMENTO DEGLI STRUMENTI DI MONITORAGGIO	34
6.1. Selezione degli algoritmi proposti in letteratura ed identificazione dei criteri di posizionamento	34
6.2. Metodologia per il posizionamento degli strumenti di misura	37
6.2.1. Scelta e caratterizzazione dell'area studio (#1)	39
6.2.2. Definizione del campo di concentrazione degli inquinanti atmosferici (#2)	39
6.2.3. Caratterizzazione dei recettori sensibili considerati (#3)	40
6.2.4. Formalizzazione e calcolo delle Funzioni Obiettivo (#4)	42
6.2.5. Implementazione del Database (#5)	42
6.2.6. Definizione degli elementi caratteristici del monitoraggio (#6)	43
6.2.7. Applicazione dell'algoritmo di allocazione e identificazione delle aree ottimali per il posizionamento (#7)	45
CAPITOLO 7. APPLICAZIONE DELLA METODOLOGIA AL CASO STUDIO SELEZIONATO – LA PROVINCIA DI RAVENNA	46
7.1. Definizione del campo di concentrazione degli inquinanti atmosferici per l'area studio selezionata - inventari delle emissioni e modellistica numerica	46
7.1.1. Concentrazioni di fondo degli inquinanti atmosferici	47
7.1.2. Contributo delle sorgenti locali alle concentrazioni di sostanze inquinanti	50
7.1.2.1. Disaggregazione degli inventari delle emissioni ad alta risoluzione	50

Settore industriale (M1, M3 e M4)	56
Settore domestico (M2)	59
Traffico veicolare (M7)	66
Validazione delle variabili proxy e dei risultati della disaggregazione	69
Considerazioni conclusive sulla procedura di disaggregazione	74
7.1.2.2. Risultati delle simulazioni condotte con il modello ADMS-URBAN	76
Input necessari al modello relativi all'area studio	78
Simulazioni ST e verifica delle performance del modello	82
Simulazioni LT	90
Stima delle concentrazioni di HNO ₃ e delle deposizioni degli inquinanti atmosferici	93
7.1.2.3. Verifica con le campagne realizzate da arpa durante l'anno 2009	95
7.2. Recettori sensibili	99
7.3. Identificazione e formalizzazione delle funzioni obiettivo rappresentative dei criteri di posizionamento che costituiscono la metodologia sviluppata	101
7.4. Implementazione del database	105
7.5. Definizione degli elementi caratteristici del monitoraggio per l'area studio selezionata	107
7.6. Procedura di allocazione	108
7.7. Applicazione della procedura di progettazione delle reti di monitoraggio: alcuni esempi pratici	109
7.7.1. Caso numero 1: Gradiente di concentrazione per l'Unione della Bassa Romagna	110
7.7.2. Caso numero 2: Deposizioni totali per l'Unione Comuni Romagna Faentina	112
7.7.3. Caso numero 3: Indice di danno totale per il comune di Ravenna	114
CAPITOLO 8. AUTOMATIZZAZIONE DELLA PROCEDURA	117
8.1. Guida Pratica della procedura di applicazione dello strumento informatico	121
CAPITOLO 9. ANALISI NECESSITA' AGGIORNAMENTO E POSSIBILI SVILUPPI FUTURI	123
CONCLUSIONI	125
MAPPE	129
ALLEGATO 1- GUIDA PRATICA	139
BIBLIOGRAFIA	155

FIGURE

Figura 1: Stazioni che costituiscono la rete pubblica di monitoraggio della qualità dell'aria ripartite a livello regionale e suddivise per tipologia di stazione per l'anno 2010 (sinistra); Andamento nel tempo del numero di stazioni presenti e variazione anno 2009-2010 (destra) (ISPRA, 2012b).....	7
Figura 2: Laboratorio mobile per il monitoraggio della qualità dell'aria (sinistra); Campionatore passivo di misura manuale (centro); esempio dei risultati forniti da un modello di stima (destra).....	8
Figura 3: Rappresentazione numerica del materiale scientifico e dei documenti tecnici utilizzati.	13
Figura 4: Schema concettuale per la costruzione di un modello secondo l'approccio della ricerca operativa.....	15
Figura 5: Procedura applicativa di un algoritmo di allocazione degli strumenti di monitoraggio della qualità dell'aria (Finzi et al., 1991).	15
Figura 6: Area studio selezionata.	16
Figura 7: Distribuzione dei sensori di misura delle variabili meteorologiche (Poluzzi, 2009).....	17
Figura 8: Posizionamento delle stazioni utilizzare per la descrizione meteorologica dell'area oggetto di studio (ARPA Emilia Romagna Sezione Provinciale di Ravenna, 2010).	18
Figura 9: Rose dei venti relative all'anno 2009 misurati dalle stazioni di monitoraggio poste a Ravenna e Faenza (ARPA Emilia Romagna Sezione Provinciale di Ravenna, 2010).	18
Figura 10: Rete fissa di monitoraggio della qualità dell'aria della provincia di Ravenna e relativi inquinanti monitorati.	20
Figura 11: Medie annuali (esprese in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) di NO_2 rilevate nella rete di Ravenna - Anno 2009 (ARPA Emilia Romagna Sezione Provinciale di Ravenna, 2010).	22
Figura 12: Giorni di superamento della concentrazione max di 8 h (ARPA Emilia Romagna Sezione Provinciale di Ravenna, 2010).	23
Figura 13: Giorni di superamento del limite giornaliero di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ARPA Emilia Romagna Sezione Provinciale di Ravenna, 2010).	23
Figura 14: Schema di funzionamento del sistema modellistico di cui NINFA+PESCO fanno parte.	27
Figura 15: Il sistema modellistico per la stima della qualità dell'aria (Bonafè et al., 2011a).	29
Figura 16: Approccio schematico per l'applicazione del modello ADSM-URBAN.	32
Figura 17: Modello schematico di regressione multipla.	33
Figura 18: Rappresentazione schematica dell'approccio adottato dagli autori analizzati.....	35
Figura 19: Fasi attuative della metodologia di posizionamento implementata.....	37
Figura 20: Approccio metodologico (Marinello et al., 2011).	38
Figura 21: Concentrazioni medie mensili (su base oraria) per gli NO_2 – mese di gennaio.....	48
Figura 22: Concentrazioni medie mensili (su base oraria) per l' O_3 – mese di gennaio.	48
Figura 23: Concentrazioni medie mensili (su base giornaliera) per il PM_{10} – mese di gennaio.....	49
Figura 24: Concentrazioni medie mensili (su base giornaliera) per il $\text{PM}_{2.5}$ – mesi di gennaio ed agosto.....	49
Figura 25: Emissioni comunali aggregate per i Macrosettori 1, 3, 4 (t/a) (Inventario INEMAR). ...	52
Figura 26: Emissioni comunali aggregate per il Macrosettore 2 (t/a) (Inventario INEMAR).	53

Figura 27: Emissioni comunali aggregate per il Macrosettore 7 (t/a) (Inventario INEMAR).	53
Figura 28: Distribuzione spaziale delle sorgenti industriali afferenti al macrosettore 1, 3, 4.	58
Figura 29: Emissioni industriali presenti nell'area industriale di Ravenna.	59
Figura 30: Approccio per il calcolo della popolazione residente all'interno di ciascuna cella 100x100 m ²	60
Figura 31: Distribuzione spaziale degli edifici ad uso residenziale e stralcio per il centro urbano della città di Ravenna.	61
Figura 32: Distribuzione spaziale relativa alle variabili <i>proxy</i> descrittive del macrosettore 2.	64
Figura 33: Emissioni da riscaldamento domestico per gli ossidi di azoto attraverso l'utilizzo della variabile "Popolazione&Volumetria".	65
Figura 34: Distribuzione spaziale delle emissioni relativa al macrosettore 2 ottenute attraverso l'applicazione delle tre diverse variabili <i>proxy</i>	66
Figura 35: Rete stradale per il territorio della provincia di Ravenna.	67
Figura 36: Emissioni di PM ₁₀ per l'area urbana di Ravenna relative al traffico veicolare.	69
Figura 37: Approccio applicato per la verifica della disaggregazione per il macrosettore 2.	71
Figura 38: Andamento spaziale della differenza percentuale tra l'approccio Top-down e Bottom-up.	72
Figura 39: Diagrammi di dispersione relativi all'approccio Top-down e Bottom-up applicando la <i>proxy</i> combinazione "Popolazione&Volumetria" per gli inquinanti PM ₁₀ , NO _x , CO e SO ₂	73
Figura 40: Dati forniti da ARPA per la verifica della disaggregazione per il macrosettore 7.	74
Figura 41: Recettori utilizzati nelle due modalità di simulazione.	77
Figura 42: Profili meteorologici utilizzati ed esempio delle rose dei venti risultanti.	80
Figura 43: Effetto legato al "canyon urbano".	81
Figura 44: Estratto della rete stradale relativa all'area urbana di Ravenna per la quale è stato attivato il modulo del "canyon urbano".	81
Figura 45: DEM relativo al territorio provinciale e riquadro relativo ai territori per i quali è stato applicato il modulo "complex terrain" del modello ADMS-URBAN.	82
Figura 46: Andamento mensile e scatter plot delle concentrazioni di NO ₂ senza (sinistra) e con (destra) il fondo in corrispondenza della centralina Parco Bucci.	87
Figura 47: Andamento mensile e scatter plot delle concentrazioni di CO senza (sinistra) e con (destra) il fondo in corrispondenza della centralina Zalamella.	87
Figura 48: Andamento mensile e scatter plot delle concentrazioni di PM ₁₀ senza (sinistra) e con (destra) il fondo in corrispondenza della centralina Zalamella.	88
Figura 49: Andamento mensile e scatter plot delle concentrazioni di SO ₂ senza (sinistra) e con (destra) il fondo in corrispondenza della centralina Caorle.	88
Figura 50: Andamento mensile delle concentrazioni di CO della centralina Zalamella ottenuti da ARPA Sezione Provinciale di Ravenna.	90
Figura 51: Andamento mensile delle concentrazioni di PM ₁₀ della centralina Zalamella ottenuti da ARPA Sezione Provinciale di Ravenna.	90
Figura 52: Distribuzione spaziale delle campagne di misura con laboratorio mobile condotte da Arpa durante il 2009.	95
Figura 53: Elementi combinati per la definizione dei criteri di allocazione.	107
Figura 54: Procedura di interrogazione del database per la progettazione delle campagne di monitoraggio.	109

Figura 55: Procedura per l'identificazione dei punti ottimali per il posizionamento del mezzo mobile, caso studio n.1.	112
Figura 56: Procedura per l'identificazione dei punti ottimali per il posizionamento del mezzo mobile, caso studio n.2.	114
Figura 57: Procedura per l'identificazione dei punti ottimali per il posizionamento del mezzo mobile, caso studio n.3.	116
Figura 58: Maschera iniziale della procedura informatizzata.	117
Figura 59: Maschera per la successiva selezione, Maschera Popolazione.	118
Figura 60: Maschera per la successiva selezione, Maschera Vegetazione.	118
Figura 61: Maschera per la successiva selezione, Maschera Beni Monumentali.	119
Figura 62: Maschera dell'output della selezione.	119
Figura 63: Pulsante per l'esportazione dei risultati presente nella maschera dell'output ed esempio della tabella risultante.	120
Figura 64: Pulsante per l'avvio del browser internet e della procedura di rappresentazione delle aree di monitoraggio.	121
Figura 65: Mappa risultante dalla procedura di georeferenziazione.	121
Figura 66: Tasto dedicato al manuale di supporto per gli utenti.	122

TABELLE

Tabella 1: Valori limite (Allegato XI D.Lgs 155/10).....	9
Tabella 2: Livelli critici per la vegetazione (Allegato XI DLgs 155/10).....	9
Tabella 3: Valori obiettivo e obiettivi a lungo termine per l'ozono (Allegato VII D.Lgs. 155/2010). ..	10
Tabella 4: Inventari delle emissioni che coinvolgono l'area oggetto di studio.....	19
Tabella 5: Emissioni totali per provincia anno 2007 (t/a) (Regione Emilia-Romagna, 2007a).	19
Tabella 6: Algoritmi di progettazione selezionati.	35
Tabella 7: Principali studi analizzati per la valutazione degli effetti dell'inquinamento dell'aria sui recettori sensibili.	41
Tabella 8: Inquinanti selezionati e relativi recettori sensibili.....	46
Tabella 9: Stima dei contributi alle concentrazioni per tutti gli inquinanti selezionati.....	46
Tabella 10: Principali punti di forza e di debolezza del modello PESCO.	47
Tabella 11: Macrosettori selezionati per la disaggregazione delle emissioni e relativo contributo percentuale rispetto al totale delle emissioni provinciali (%).	51
Tabella 12: Emissioni totali a livello comunale per i Macrosettori 1, 2, 3, 4, 7 (t/a).....	51
Tabella 13: Principali approcci per la disaggregazione delle emissioni atmosferiche.	54
Tabella 14: Variabili <i>Proxy</i> applicate ai macrosettori analizzati nello studio.	55
Tabella 15: Fattori di riduzione delle emissioni autorizzate (Regione Emilia-Romagna, 2007a). ..	57
Tabella 16: Parametri strutturali medi degli edifici per i comuni della provincia di Ravenna.	62
Tabella 17: Parametri che compongono la funzione di regressione per il comune di Ravenna per gli ossidi di azoto.	63
Tabella 18: Fattori di emissione ottenuti attraverso l'applicazione delle variabili proxy selezionate.	64
Tabella 19: Percentuali di emissione di ciascuna sottocategoria di strade urbane rispetto al valore complessivo fornito da INEMAR.	68
Tabella 20: Fattori di emissione relativi alle strade urbane di scorrimento.	68
Tabella 21: Dati disponibili per la verifica dei risultati della disaggregazione delle emissioni da inventario INEMAR.....	70
Tabella 22: Indici di confronto dei risultati di emissione per il macrosette 2 ottenuti con approccio Top-down e Bottom-up applicando la <i>proxy</i> "Combinazione Popolazione&Volumetria".	72
Tabella 23: Indici di confronto dei risultati di emissione per il macrosette 7 ottenuti con approccio Top-down e Bottom-up.....	74
Tabella 24: Sorgenti utilizzate nel presente studio a livello provinciale.	78
Tabella 25: Profili di emissione.	79
Tabella 26: Coefficienti di regressione per NO ₂ e PM ₁₀	84
Tabella 27: Indici statistici per la valutazione delle performance del modello ADMS-URBAN rispetto ai dati misurati SENZA l'aggiunta dei valori di fondo.	85
Tabella 28: Indici statistici per la valutazione delle performance del modello ADMS-URBAN rispetto ai dati misurati CON l'aggiunta dei valori di fondo.	86
Tabella 29: Confronto di alcuni indici statistici calcolati in questo lavoro a) e da Arpa Ravenna b).	89

Tabella 30: Parametri descrittivi delle velocità di deposizione secca e umida (Barrie, 1981; California Air Resources Board, 1990; Cesi, 2000; ENEA, 2003; Sozzi, 2003; Pryor et al., 2004).	94
Tabella 31: Parametri descrittivi delle campagne di monitoraggio condotte durante il 2009.	95
Tabella 32: Confronto dei valori di inquinamento per l'NO ₂ misurati con laboratorio mobile e simulati con i modelli matematici.	96
Tabella 33: Confronto dei valori di inquinamento per l'O ₃ misurati con laboratorio mobile e simulati con i modelli matematici.	97
Tabella 34: Confronto dei valori di inquinamento per il PM ₁₀ misurati con laboratorio mobile e simulati con i modelli matematici.	97
Tabella 35: Confronto dei valori di inquinamento per il PM _{2.5} misurati con laboratorio mobile e simulati con i modelli matematici.	98
Tabella 36: Sintesi delle differenze percentuali (in verde le differenze inferiori al 5%, in azzurro le differenze comprese tra il 6% e il 15%, in arancione le differenze comprese tra il 16% e il 25% ed in rosso quelle superiori al 26%).	98
Tabella 37: Criteri per il posizionamento degli strumenti di monitoraggio applicati nella metodologia e relative funzioni obiettivo.	101
Tabella 38: Combinazioni di dati selezionate quale esempio dell'applicazione del database.	110

MAPPE

Mappa 1: Principali sorgenti di emissione.	129
Mappa 2: Campo di concentrazione per alcuni ottenuti con ADMS-URBAN con l'aggiunta del fondo.	130
Mappa 3: Campo di concentrazione (e deposizione) per alcuni ottenuti con ADMS-URBAN con l'aggiunta del fondo.	131
Mappa 4: Distribuzione spaziale del recettore sensibile "Popolazione residente esposta all'inquinamento outdoor"	132
Mappa 5: Distribuzione spaziale del recettore sensibile "Vegetazione ed ecosistemi sensibili" ..	133
Mappa 6: Distribuzione spaziale del recettore sensibile "Beni monumentali di particolare pregio"	134
Mappa 7: Esempi di funzioni obiettivo calcolate.....	135
Mappa 8: Tipologia di area secondo la classificazione EEA e D.Lgs 155/2010	136
Mappa 9: Rappresentazione schematica delle possibili combinazioni per il calcolo dei criteri di allocazione	137

ABSTRACT

L'obiettivo del lavoro consiste nell'implementare una metodologia operativa volta alla progettazione di reti di monitoraggio e di campagne di misura della qualità dell'aria con l'utilizzo del laboratorio mobile, ottimizzando le posizioni dei dispositivi di campionamento rispetto a differenti obiettivi e criteri di scelta.

La revisione e l'analisi degli approcci e delle indicazioni fornite dalla normativa di riferimento e dai diversi autori di lavori scientifici ha permesso di proporre un approccio metodologico costituito da due fasi operative principali, che è stato applicato ad un caso studio rappresentato dal territorio della provincia di Ravenna. La metodologia implementata prevede l'integrazione di numerosi strumenti di supporto alla valutazione dello stato di qualità dell'aria e degli effetti che gli inquinanti atmosferici possono generare su specifici recettori sensibili (popolazione residente, vegetazione, beni materiali). In particolare, la metodologia integra approcci di disaggregazione degli inventari delle emissioni attraverso l'utilizzo di variabili *proxy*, strumenti modellistici per la simulazione della dispersione degli inquinanti in atmosfera ed algoritmi di allocazione degli strumenti di monitoraggio attraverso la massimizzazione (o minimizzazione) di specifiche funzioni obiettivo.

La procedura di allocazione sviluppata è stata automatizzata attraverso lo sviluppo di un software che, mediante un'interfaccia grafica di interrogazione, consente di identificare delle aree ottimali per realizzare le diverse campagne di monitoraggio.

The objective of this work is to implement an operational methodology for the design of air monitoring network and air quality monitoring campaigns that use the mobile laboratory, optimizing the chosen positions for the air analyzing devices with respect to different objectives and selection criteria.

The review and analysis of approaches and guidance provided by the laws and by different authors of scientific papers allowed to propose a methodological approach consists of two main operational phases, applied to a case study represented by the province of Ravenna.

The implemented methodology involves several tools to support the assessment of the air quality and the effects that air pollutants can generate on specific sensitive receptors (resident population, vegetation, materials). In particular, the methodology integrates approaches of disaggregation of emission inventories through the use of *proxy* variables, modeling tools to simulate the dispersion of pollutants into the atmosphere and algorithms for the allocation of monitoring instruments through the maximization (or minimization) of specific objective functions. The allocation procedure has been automated through the development of a software that, through a graphical I/O interface, allows the identification the optimal areas to implement the different monitoring campaigns.

SCOPO DEL LAVORO

Lo scopo del presente lavoro di ricerca riguarda la definizione di un approccio per individuare a priori le posizioni ove collocare un mezzo mobile di monitoraggio della qualità dell'aria al fine di ottimizzare la campagna di monitoraggio rispetto a differenti obiettivi e criteri di scelta. Il progetto nasce dalla necessità delle Amministrazioni locali e delle Autorità di controllo di disporre di uno strumento decisionale multicriteriale di supporto alla fase di progettazione delle campagne di monitoraggio della qualità dell'aria. Ad oggi, la fase di progettazione non sempre prevede l'applicazione di un approccio strutturato, ma, piuttosto, segue esigenze specifiche legate a condizioni particolari di inquinamento o alla necessità di valutare l'esposizione di gruppi più o meno rappresentativi di persone localizzati in specifiche strutture o aree (ad esempio edifici scolastici). Il posizionamento risulta pertanto dettato a priori, senza una valutazione preliminare.

Il lavoro presentato descrive le fasi di implementazione della metodologia ed i risultati conseguiti attraverso una sua applicazione pratica che, attraverso la sinergia tra modelli matematici di simulazione della dispersione di inquinanti atmosferici e specifici algoritmi di allocazione degli strumenti di monitoraggio della qualità dell'aria, permettono di identificare i punti ottimali dove posizionare il mezzo mobile di monitoraggio. Il laboratorio mobile oggetto dello studio, è costituito da un mezzo rilocabile sul territorio equipaggiato con una strumentazione di monitoraggio analoga a quella presente nelle centraline fisse. Tali mezzi vengono utilizzati per campionamenti di durata ridotta (solitamente di qualche settimana) e permettono di completare la conoscenza dello stato della qualità dell'aria anche in zone sprovviste di centraline fisse di monitoraggio.

L'attività di ricerca condotta ha permesso di realizzare i seguenti obiettivi specifici:

- raccolta, analisi e valutazione delle esperienze pregresse nel campo della progettazione delle reti di monitoraggio della qualità dell'aria con strumenti fissi e mobili;
- definizione degli approcci maggiormente diffusi e relative metodologie di posizionamento;
- sviluppo di una proposta metodologica;
- verifica della metodologia proposta attraverso l'applicazione ad un caso studio rappresentato dai 18 comuni che costituiscono il territorio della provincia di Ravenna;
- automatizzazione della procedura attraverso la programmazione di un'apposita interfaccia di selezione e di calcolo.

L'intero lavoro è stato condotto presso il Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali in collaborazione con la Sezione provinciale di Ravenna di ARPA Emilia-Romagna.

La presente relazione è stata strutturata nelle seguenti parti descrittive:

- introduzione con la descrizione delle diverse attività di monitoraggio della qualità dell'aria e la normativa di riferimento;
- analisi e descrizione dei concetti di base e delle esperienze descritte dalla bibliografia raccolta riguardanti gli approcci e le metodologie per la progettazione delle attività di monitoraggio della qualità dell'aria;
- descrizione degli strumenti utilizzati per la raccolta e l'elaborazione dei dati oggetto dell'attività di ricerca condotta;
- descrizione dell'approccio metodologico sviluppato e presentazione dei risultati conseguiti in relazione al suo utilizzo ad uno specifico caso studio selezionato;
- introduzione allo strumento applicativo sviluppato per l'automatizzazione della procedura di progettazione delle campagne di monitoraggio;
- identificazione dei possibili sviluppi futuri dello studio e conclusioni complessive.

CAPITOLO 1. LA QUALITÀ DELL'ARIA ED IL SUO MONITORAGGIO

L'inquinamento atmosferico viene definito come *“ogni modificazione dell'aria atmosferica, dovuta all'introduzione nella stessa di una o di più sostanze in quantità e con caratteristiche tali da ledere o da costituire un pericolo per la salute umana o per la qualità dell'ambiente oppure tali da ledere i beni materiali o compromettere gli usi legittimi dell'ambiente”* (D.Lgs. 152/2006 e s.m.i.). E' noto che molte delle sostanze che vengono immesse in atmosfera a seguito delle attività umane o attraverso processi naturali possono produrre effetti nocivi sulla salute umana o sull'ambiente nel suo complesso. Tali sostanze inquinanti vengono valutate e analizzate sulla base dei loro effetti temporanei o irreversibili, immediati o a lungo termine. Pertanto, considerando la loro presenza in atmosfera in termini di concentrazione ed in base ai loro effetti tossicologici sull'uomo e sulla loro aggressività nei confronti dell'ambiente naturale o dei beni materiali, tali sostanze vengono classificate secondo livelli di pericolosità portando alla definizione di limiti specifici di concentrazione.

Negli anni, in particolare negli ultimi decenni, in Europa il quadro delle emissioni inquinanti in atmosfera è profondamente mutato, portando ad una sostanziale variazione di quelli che sono le sostanze ritenute maggiormente critiche per la popolazione e per l'ambiente. Infatti, la crescente attenzione rivolta allo sviluppo sostenibile, il miglioramento tecnologico e le prescrizioni normative sempre più stringenti hanno portato ad una sostanziale riduzione delle emissioni di alcuni inquinanti (ad es. biossido di zolfo e monossido di carbonio), mentre altri inquinanti (ad es. particolato ed ossidi di azoto) continuano a determinare numerose situazioni di criticità, in particolare nelle grandi aree urbane. Le fonti primarie di pressione sono rappresentate dal traffico veicolare, dal riscaldamento industriale e dai grandi impianti industriali. Tale pressione ambientale risulta aggravata sensibilmente nel caso di condizioni atmosferiche sfavorevoli alla dispersione, come accade nella Pianura Padana.

Per quanto riguarda l'inquinamento atmosferico ed i suoi effetti dannosi, la normativa vigente considera due aspetti fondamentali:

- la valutazione della qualità dell'aria, intesa come processo che, impiegando metodologie di MISURA, CALCOLO e STIMA, è in grado di determinare e/o stimare il livello di un inquinante nell'aria ambiente;
- la gestione della qualità dell'aria rappresentata dall'insieme delle azioni, intraprese dalle diverse scale istituzionali, per la programmazione e la pianificazione della tutela, del risanamento e del miglioramento della qualità dell'aria.

Secondo quanto definito dal D.Lgs 155/2010, la valutazione della qualità dell'aria è fondata su una rete di misura dell'inquinamento e su un programma di valutazione. Le misurazioni in siti fissi, le misurazioni indicative e le altre tecniche di valutazione permettono che la qualità dell'aria sia valutata in conformità alle disposizioni dello stesso decreto, che definisce:

- misurazioni in siti fissi: misurazioni dei livelli degli inquinanti effettuate in stazioni ubicate presso siti fissi [...];
- misurazioni indicative: misurazioni dei livelli degli inquinanti, basate su obiettivi di qualità meno severi di quelli previsti per le misurazioni in siti fissi, effettuate in stazioni ubicate presso siti fissi di campionamento o mediante stazioni di misurazione mobili [...];
- tecniche di stima obiettiva: metodi matematici per calcolare le concentrazioni a partire da valori misurati in luoghi o tempi diversi da quelli a cui si riferisce il calcolo, basati su conoscenze scientifiche circa la distribuzione delle concentrazioni.

Tutte le attività previste per la valutazione e la gestione della qualità dell'aria vengono regolarmente svolte sull'intero territorio nazionale dagli organi preposti. In particolare, la valutazione delle concentrazioni degli inquinanti atmosferici viene condotta quotidianamente attraverso l'ausilio di una rete di monitoraggio composta da diverse stazioni fisse di misura dislocate sull'intero territorio nazionale (European Environment Agency, 1998; ANPA, 2001b; Benassi et al., 2007). I dati raccolti, vengono elaborati ed analizzati dalle Agenzie Regionali competenti sul territorio e successivamente raccolti in database a livello nazionale (es. Brace¹) ed europeo (es. AirBase²). Le centraline di monitoraggio che compongono la rete pubblica nazionale e la loro evoluzione nel tempo in termini di numero di postazioni di misura vengono riportate nella Figura 1. Alla rete pubblica, si possono aggiungere ulteriori stazioni di monitoraggio posizionate e gestite da soggetti privati (come ad esempio avviene nel territorio della provincia di Ravenna).

I criteri per il posizionamento delle centraline pubbliche di monitoraggio, la scelta degli analizzatori installati, le tecniche di campionamento e di analisi dei risultati vengono stabiliti a livello comunitario e nazionale dalle normative vigenti (descritte nel capitolo successivo). La dotazione strumentale di ciascuna centralina di monitoraggio varia a seconda dell'area in cui la stazione si trova e della tipologia di inquinamento da monitorare. Gli inquinanti misurati sono:

¹ <http://www.brace.sinanet.apat.it/>

² <http://acm.eionet.europa.eu/databases/airbase>

- gas: composti contenenti zolfo, composti contenuti azoto, composti contenuti carbonio e ozono;
- particolato (es. PM₁₀, PM_{2.5}).

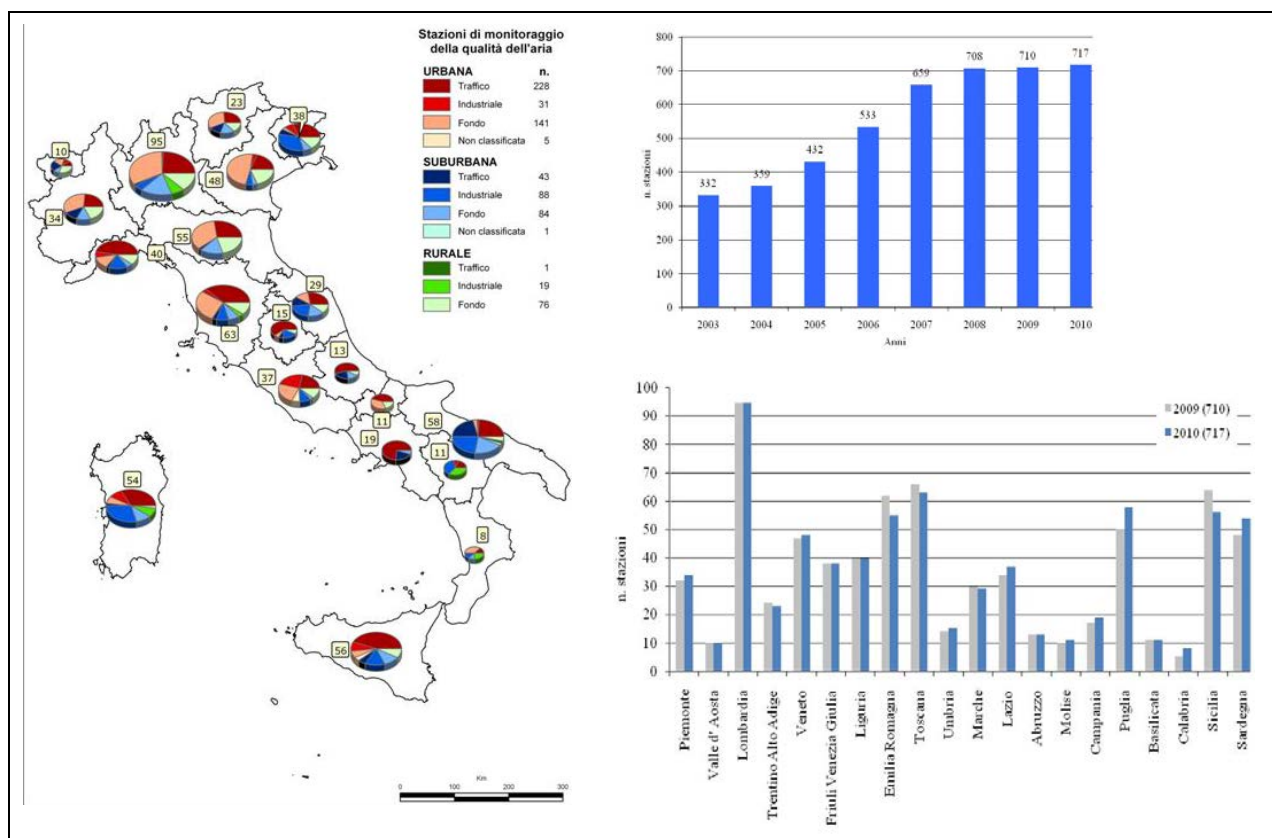


Figura 1: Stazioni che costituiscono la rete pubblica di monitoraggio della qualità dell'aria ripartite a livello regionale e suddivise per tipologia di stazione per l'anno 2010 (sinistra); Andamento nel tempo del numero di stazioni presenti e variazione anno 2009-2010 (destra) (ISPRA, 2012b).

Come stabilito dalla normativa, alle attività di monitoraggio in continuo con misurazioni in siti fissi si aggiungono ulteriori strumenti per la valutazione della qualità dell'aria che rappresentano le misurazioni indicative e le tecniche di stima obiettiva, in particolare:

- **il laboratorio mobile:** mezzi che possono essere spostati sul territorio ed equipaggiati con una strumentazione comparabile alle centraline fisse. Vengono utilizzati per campionamenti di durata ridotta (es. qualche mese o settimana) al fine di completare la conoscenza dello stato della qualità dell'aria anche in zone sprovviste di misurazioni con centraline fisse (Figura 2) (Bukowiecki et al., 2002; Seakins et al., 2002);
- **metodi di misura manuali:** dispositivi in grado di raccogliere i gas e i vapori inquinanti presenti nell'aria senza far uso di aspirazione forzata (Ott et al., 2008; Katulski et al., 2009) (Figura 2);

- **metodi di stima:** modelli matematici di simulazione della dispersione degli inquinanti in atmosfera che cercano di ricostruire il più fedelmente possibile la concentrazione dei vari inquinanti in un dominio di calcolo spazio-temporale di interesse, caratterizzando i fenomeni fisico-chimici (trasporto, diffusione, reazioni chimiche, deposizioni) subiti dall'inquinante in atmosfera, tramite equazioni o relazioni funzionali fra le grandezze fondamentali che descrivono tali fenomeni (EEA, 2011; Sozzi et al., 2011).

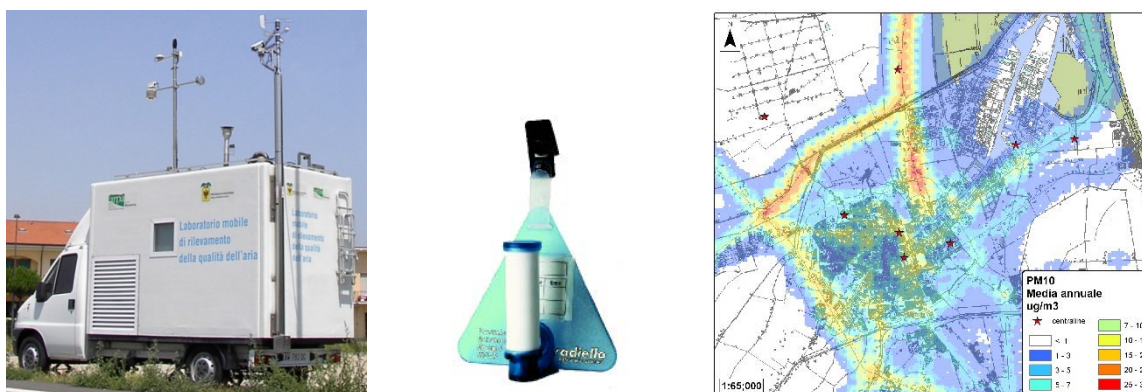


Figura 2: Laboratorio mobile per il monitoraggio della qualità dell'aria (sinistra); Campionatore passivo di misura manuale³ (centro); esempio dei risultati forniti da un modello di stima (destra).

³ www.radiello.it

CAPITOLO 2. LA NORMATIVA DI RIFERIMENTO

Il comparto atmosferico è stato il primo settore ambientale ad essere disciplinato da una legge quadro (Legge 651/66). A questa, hanno fatto seguito numerosi provvedimenti normativi a livello comunitario e nazionale. Obiettivo a lungo termine della normativa è di raggiungere livelli di qualità dell'aria che non comportino conseguenze o rischi inaccettabili per la salute umana e l'ambiente. Le politiche adottate mirano dunque a ridurre l'esposizione all'inquinamento atmosferico limitando le emissioni e fissando limiti e valori obiettivo per la qualità dell'aria.

Ad oggi, a livello comunitario, la disciplina relativa alla qualità dell'aria viene definita dalla Direttiva 2008/50/CE. A livello nazionale risulta vigente quanto stabilito dal Decreto Legislativo 13 agosto 2010, n.155, "Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa". Tale Decreto, che rappresenta una norma quadro di riferimento per la valutazione della qualità dell'aria, oltre a fornire una metodologia di riferimento per la caratterizzazione delle zone (zonizzazione), definisce i valori di riferimento (ad esempio valori limite, valori obiettivo, livelli critici, etc.) che permettono una valutazione della qualità dell'aria in relazione alle concentrazioni dei diversi inquinanti. I valori limite e di riferimento contenuti nel D.Lgs 155/2010 vengono riportati di seguito.

Tabella 1: Valori limite (Allegato XI D.Lgs 155/10).

Inquinante	Periodo di mediazione	Valore limite
biossido di zolfo	Orario (non più di 24 volte all'anno)	350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	Giornaliero (non più di 3 volte all'anno)	125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
biossido di azoto	Orario (non più di 18 volte all'anno)	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	Annuo	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
monossido di carbonio	Media max giornaliera su 8 ore	10 mg/m^3
particolato PM_{10}	Giornaliero (non più di 35 volte all'anno)	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	Annuo	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
particolato $\text{PM}_{2.5}$	Annuo al 2010 (+MT)	29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	[valore di riferimento] Annuo al 2015	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Tabella 2: Livelli critici per la vegetazione (Allegato XI DLgs 155/10).

Inquinante	Periodo di mediazione	Livelli critici per la vegetazione
biossido di zolfo	Annuale	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	Invernale (1 ottobre – 31 marzo)	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
ossidi di azoto (NO_x)	Annuo	30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Tabella 3: Valori obiettivo e obiettivi a lungo termine per l'ozono (Allegato VII D.Lgs. 155/2010).

Valori obiettivo			
Finalità	Periodo di mediazione	Valore obiettivo (1.1.2010)	Data raggiungimento
Protezione della salute umana	Media su 8 ore massima giornaliera nell'arco di un anno civile	120 µg/m ³ da non superare più di 25 giorni per anno civile come media su 3 anni	2013 (dati 2010-2012)
Protezione della vegetazione	AOT40 calcolato sulla base dei valori orari da maggio a luglio	18000 µg/m ³ h come media su 5 anni	2015 (dati 2010-2014)
Obiettivi a lungo termine			
Protezione della salute umana	Media su 8 ore massima giornaliera nell'arco di un anno civile	120 µg/m ³	Non definito
Protezione della vegetazione	AOT40 calcolato sulla base dei valori orari da maggio a luglio	6000 µg/m ³ h	Non definito

CAPITOLO 3. ANALISI DELLA BIBLIOGRAFIA DI RIFERIMENTO PER LA PROGETTAZIONE DELLE ATTIVITA' DI MONITORAGGIO DELLA QUALITA' DELL'ARIA

Il processo di raccolta ed analisi delle procedure operative di progettazione delle attività di monitoraggio della qualità dell'aria presentate in letteratura, realizzato nel corso dell'intero periodo della ricerca, ha permesso di implementare e aggiornare costantemente un quadro di riferimento sintetico e schematico delle caratteristiche e delle peculiarità delle diverse procedure di progettazione delle reti di monitoraggio della qualità dell'aria condotte con strumenti fissi o rilocabili.

Tale attività, associata alla valutazione ed alla contestualizzazione degli elementi concettuali caratteristici della ricerca operativa (che costituisce la base teorica nei processi decisionali quali, tra gli altri, la progettazione del monitoraggio della qualità dell'aria), rappresenta un elemento strategico per la realizzazione e l'implementazione dell'intera procedura operativa di progettazione delle attività di monitoraggio della qualità dell'aria.

3.1. BIBLIOGRAFIA DI RIFERIMENTO

Le attività di ricerca condotte hanno permesso di individuare in letteratura diverse metodologie ed approcci per il posizionamento degli strumenti di monitoraggio della qualità dell'aria. Molte delle procedure analizzate risultano specificatamente sviluppate per la progettazione di reti di monitoraggio con stazioni fisse. L'analisi condotta sulle principali metodologie presentate in letteratura ha portato ad individuare oltre 80 diverse proposte elaborate dagli anni '70 fino ad oggi (Hamburg, 1971; Larsen, 1971; Seinfeld, 1972; Darby et al., 1974; Noll et al., 1977; Lee et al., 1978; Nakamori et al., 1979; Douglas et al., 1979; Smith et al., 1979; Kretzschmar et al., 1980; Pickett et al., 1980; Van Egmond et al., 1980; Liu et al., 1981; Handscombe et al., 1982; Munshi et al., 1982; Husain et al., 1983a-b; Noll et al., 1983; Caselton et al., 1984; Liu et al., 1984; Nakamori et al., 1984; Modak et al., 1985 a-b-c; Langstaff Et al., 1987; Negri et al., 1988; Kainuma et al., 1990; Trujillo-Ventura et al., 1991; Calori et al., 1994; Eldering et al., 1994; Hwang et al., 1997; Chang, 1997; USEPA, 1997; Chang et al., 1999; Corti et al., 2000; Costanzo, 2000; Demerjian, 2000; Loughlin et al., 2000; Tseng et al., 2001; Saisana et al., 2001; Sampson et al., 2001; Chow et al., 2002a-b; Venegas et al., 2003; Silva et al., 2003; Sajani et al., 2004; Al-Saadi et al., 2005; Kanaroglou et al., 2005; Kucera, 2005; Sarno, 2005; Arpa Veneto, 2006; Chen et al., 2006; Grossi et al., 2006; Kao et al., 2006; Leksmono et al., 2006; Van den Hout et al., 2006; Venegas et al., 2006; Bellasio, 2007; Chang et al., 2007; Su et al., 2007; Beaulant et al., 2008; Elkamel et al., 2008; Ignaccolo et al., 2008; Ott et al., 2008; Sarigiannis et al., 2008; Sivertsen B., 2008; Ainslie et al., 2009; Carnevale et al., 2009; Ibarra-Berastegi et al., 2009; Kumar et al.,

2009a-b; Lozano et al., 2009a-b; Pires et al., 2009; Ferradas et al., 2010; Lozano et al., 2010; Mazzeo et al., 2010; Mofarrah et al., 2010; Romary et al., 2011; Zhuang et al., 2011; Carnevale et al., 2012; Fernando et al., 2012; Ruiz-Cardenas et al., 2012; Sampson et al., 2011).

Al fine di valutarne peculiarità, vantaggi e limitazioni caratteristiche, ciascuna metodologia è stata sintetizzata ed analizzata attraverso opportune schede di valutazione che ne definiscono:

- obiettivo della metodologia;
- criteri utilizzati per il posizionamento;
- inquinanti considerati;
- tipologia di sorgenti emissive considerate;
- passaggi applicativi della metodologia;
- vantaggi riscontrati;
- limiti emersi.

In questo modo, sono stati identificati gli elementi cardine alla base di un generico algoritmo di progettazione delle reti di monitoraggio della qualità dell'aria, gli aspetti che possono essere aggiornati tenendo in considerazione l'attuale livello tecnologico e le conoscenze relative all'inquinamento atmosferico e quali sono i principali criteri che, in questo tipo di attività, devono essere necessariamente considerati nell'individuare i punti ottimali per il posizionamento degli strumenti di misura.

Oltre alle indicazioni proposte in letteratura, molti aspetti tecnici legati al monitoraggio della qualità dell'aria vengono stabiliti dalla normativa vigente (principalmente dalla Direttiva 2008/50/CE ed il D.Lgs. 155/2010) e da altri documenti tecnici di supporto (USEPA, 1972; WHO, 1977; Kainuma et al., 1990; Finzi et al., 1991; US-EPA, 1992a; US-EPA, 1997; EEA, 1999a-b; ANPA, 2001b; Finzi et al., 2001; APAT, 2004; De Munari, 2004; Guariso et al., 2004; ICP, 2004; Maciejczyk et al., 2004; MATTM, 2004; Oke et al., 2004; Office of Air Quality Planning and Standards, 2005; Reis et al., 2005; Sokhi et al., 2005; WHO, 2005; APAT, 2006c; Larssen, 2006; Sokhi et al., 2006; Ballardini et al., 2007; Benassi et al., 2007; Caricchia, 2007; Louks et al., 2007; Spangl et al., 2007; Flanet, 2008; Pisoni et al., 2009a-b; Vlachokostas et al., 2009; EEA, 2011; Ispra, 2011c; EEA, 2012).

Graficamente, il materiale analizzato viene sintetizzato nella figura seguente.

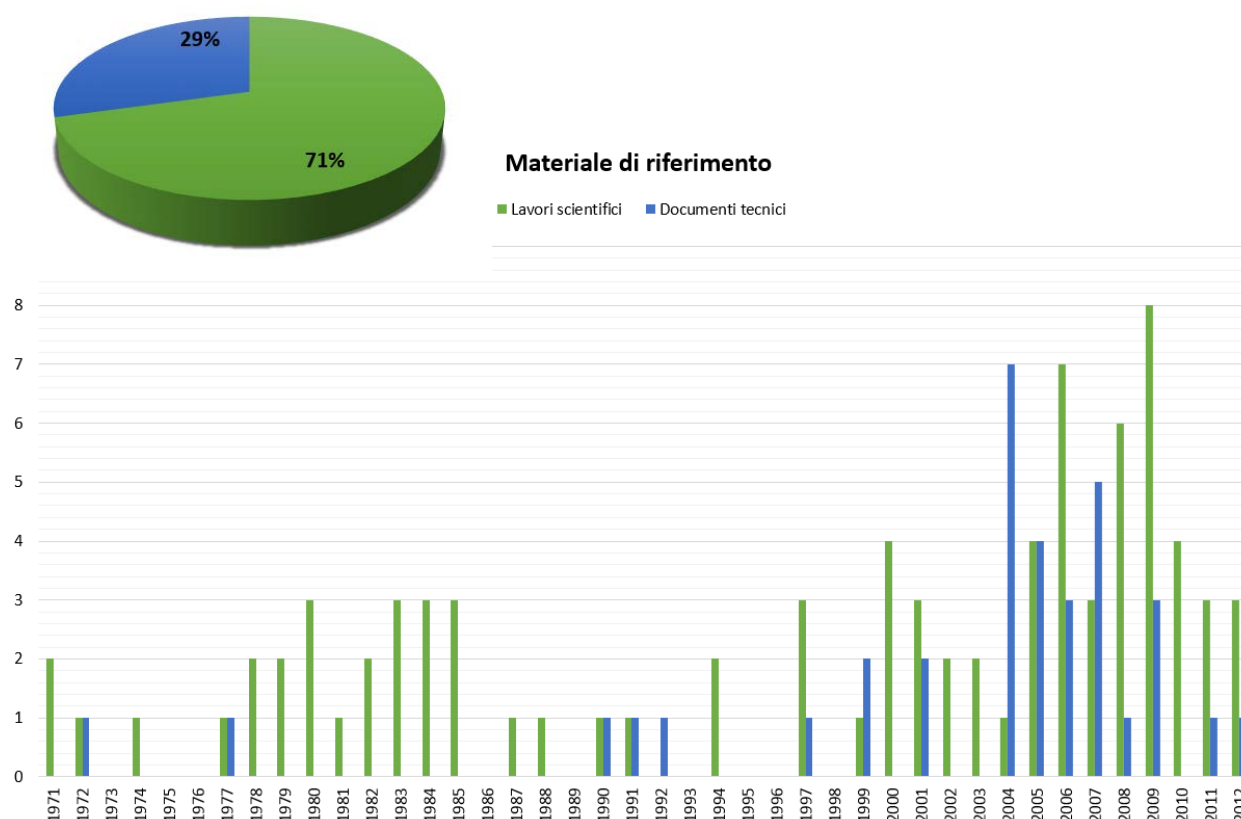


Figura 3: Rappresentazione numerica del materiale scientifico e dei documenti tecnici utilizzati.

3.2. CONCETTI TEORICI DI BASE – LA RICERCA OPERATIVA

Le procedure di progettazione ed ottimizzazione delle reti di monitoraggio della qualità dell'aria devono garantire che la configurazione proposta fornisca un'adeguata copertura spaziale ed una ragionevole risoluzione temporale dei dati misurati (conoscere la distribuzione spaziale degli inquinanti provenienti da diverse sorgenti e con diverse condizioni meteo). Tali procedure vengono solitamente strutturate come problemi di RICERCA OPERATIVA⁴ (Bruni, 2004; Bocconi, 2012).

Nella ricerca operativa, uno specifico problema di tipo decisionale viene rappresentato dal punto di vista matematico attraverso la creazione di un modello, le cui componenti fondamentali generalmente sono:

- le variabili d'azione;

⁴ la ricerca operativa (o teoria delle decisioni) è un particolare settore della matematica che, applicata a problemi decisionali, rappresenta un supporto alle decisioni applicando modelli matematici e metodi quantitativi avanzati.

-
- la funzione obiettivo;
 - i vincoli.

Sul modello formalizzato, viene calcolata la soluzione ottima o approssimata (sub-ottima) attraverso la massimizzazione (o minimizzazione) della funzione obiettivo sottoposta a dei vincoli.

Le variabili d'azione sono delle vere e proprie variabili che rappresentano le grandezze, relative al problema, i cui valori costituiranno la soluzione. La funzione obiettivo è una funzione che rappresenta la misura composta dell'efficacia delle variabili d'azione e rappresenta il criterio in base al quale si intende effettuare la scelta. I vincoli rappresentano le limitazioni di valore che possono/devono essere assegnate alle variabili d'azione. Quindi, un problema di scelta può essere così sintetizzato: determinare i valori delle variabili di azione che rendono ottima (minima/massima) la funzione obiettivo, sotto le condizioni espresse dai vincoli.

La costruzione del modello teorico rappresentativo del problema da analizzare prevede i seguenti passaggi metodologici (Figura 4) (Bruni, 2004):

- analisi della struttura del problema per individuarne gli elementi caratteristici, i legami logico-funzionali e gli obiettivi;
- costruzione ed analisi del modello attraverso la descrizione in termini matematici delle caratteristiche principali del problema e la deduzione per via analitica, in riferimento a determinate classi di problemi, di alcune importanti proprietà del modello;
- applicazione degli algoritmi di calcolo al fine di ottenere la soluzione numerica;
- validazione del modello attraverso verifica sperimentale oppure con metodi di simulazione.

Nel caso specifico del monitoraggio della qualità dell'aria, la soluzione da ricercare riguarda il numero di punti da monitorare, la loro distribuzione nello spazio ed eventualmente il periodo di tempo durante il quale posizionare gli strumenti. Lo scopo è quello, attraverso uno schema procedurale fissato (un esempio viene riportato nella Figura 5), di estremizzare una funzione obiettivo (prestando attenzione ai vincoli) determinando la distanza del risultato ottenuto rispetto all'obiettivo prefissato.

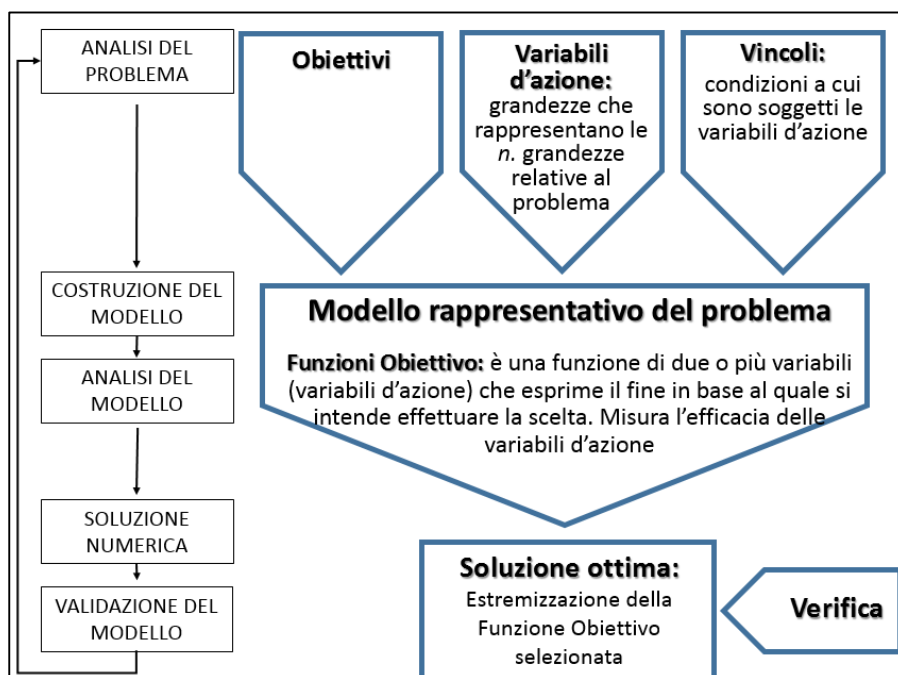


Figura 4: Schema concettuale per la costruzione di un modello secondo l'approccio della ricerca operativa.

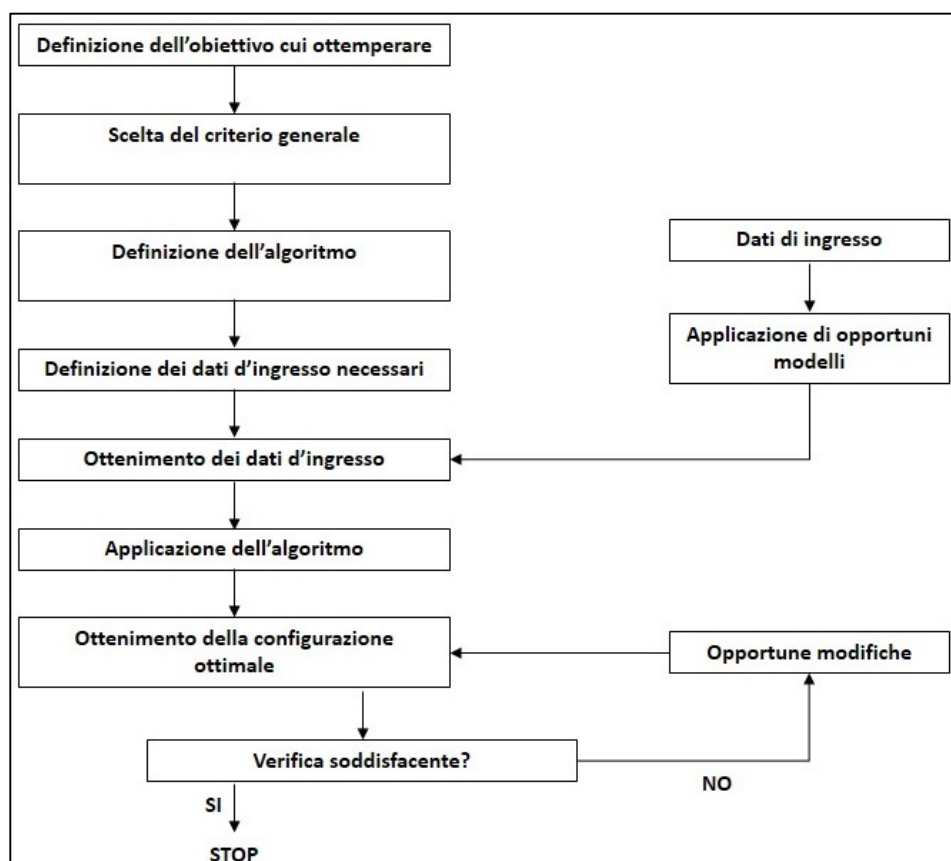


Figura 5: Procedura applicativa di un algoritmo di allocazione degli strumenti di monitoraggio della qualità dell'aria (Finzi et al., 1991).

CAPITOLO 4. IDENTIFICAZIONE E CARATTERIZZAZIONE DEL CASO STUDIO

L'area studio selezionata per l'implementazione e la verifica della metodologia è rappresentata dal territorio della provincia di Ravenna. Quest'area si trova a nord-est del territorio nazionale italiano, si estende per circa 1858 km² e si compone di 18 comuni che occupano in parte zone costiere e pianeggianti con quote anche inferiori al livello del mare ed in parte zone collinari, con quote che raggiungono anche 968 m s.l.m.

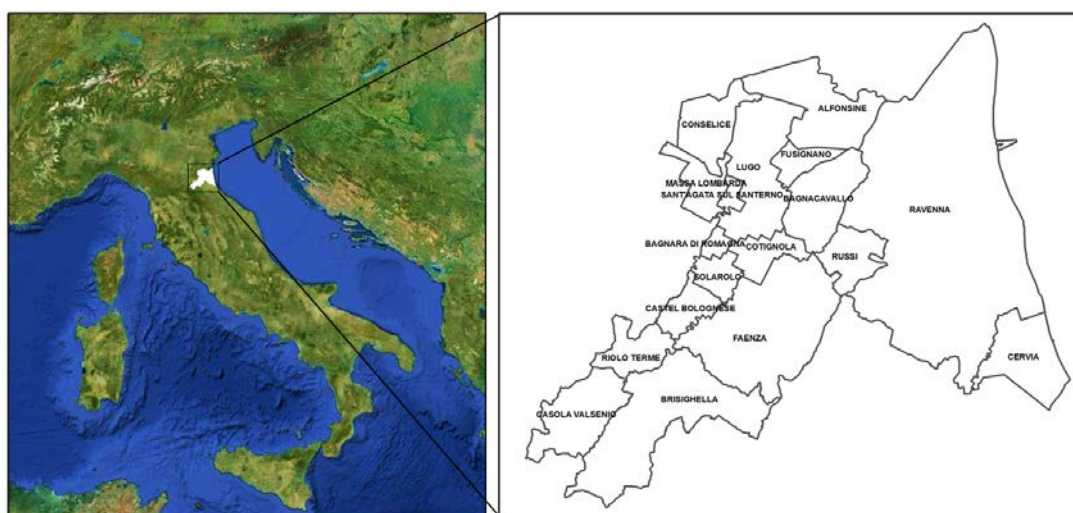


Figura 6: Area studio selezionata.

4.1. CARATTERISTICHE FISICHE E METEO-CLIMATICHE

Dal punto di vista meteo-climatico, il territorio analizzato si caratterizza da aspetti climatici temperati-continentali con variazioni modeste, ma pur sempre osservabili, tra i comuni costieri rispetto a quelli dell'entroterra. Caratteristica dell'area è rappresentata dall'elevato tasso di umidità, dalla presenza di nebbie e persistente inversione termica durante l'inverno. L'area è contraddistinta da un'elevata frequenza di condizioni di calma di vento (circa 11% annuo).

Gli indicatori meteorologici, utilizzati per la caratterizzazione del comparto atmosferico, rappresentano elementi chiave nei processi di diffusione, trasporto e rimozione dell'inquinamento. Per questo motivo, nello studio della qualità dell'aria, le caratteristiche meteo-climatiche vengono analizzate con molta attenzione. In particolare, risulta di fondamentale importanza la valutazione della temperatura dell'aria, delle precipitazioni, della nebbia, dell'intensità e della direzione di provenienza del vento, delle condizioni di stabilità dell'atmosfera e dell'altezza dello strato di rimescolamento (Arya, 1984; Baffo et al., 2005; Arpa Emilia-Romagna Servizio Idro-Meteo-Clima, 2008; Arpa Emilia-Romagna, 2012). Questi parametri vengono

costantemente misurati da una fitta rete di monitoraggio della meteorologia, la cui distribuzione territoriale viene riportata nella Figura 7.

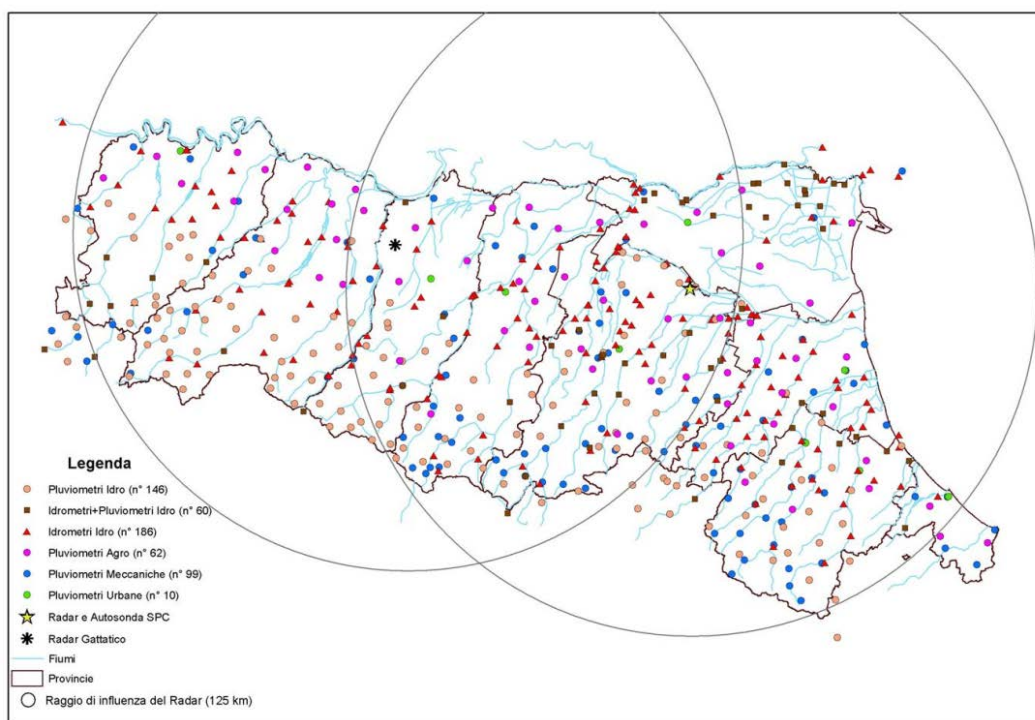


Figura 7: Distribuzione dei sensori di misura delle variabili meteorologiche (Poluzzi, 2009).

Nel presente studio, la valutazione delle variabili meteorologiche è stata condotta utilizzando i dati misurati da due stazioni di monitoraggio: stazione posta in area urbana (Ravenna) e stazione posta nell'entroterra faentino (Granarolo faentino) (Figura 7 e Figura 8) (ARPA Emilia Romagna Sezione Provinciale di Ravenna, 2010). Tali informazioni meteorologiche sono state utilizzate anche in fase di simulazione della dispersione degli inquinanti atmosferici, come verrà descritto nei capitoli seguenti.

Di seguito vengono riportate a scopo di esempio le elaborazioni fornite da ARPA sezione provinciale di Ravenna, relative alla direzione di provenienza dei venti e della loro intensità utilizzando i dati misurati dalle due stazioni considerate. L'anno di riferimento dei dati riportati di seguito si riferisce all'anno 2009, in quanto rappresenta lo scenario temporale selezionato per l'applicazione della metodologia presentata nel lavoro.

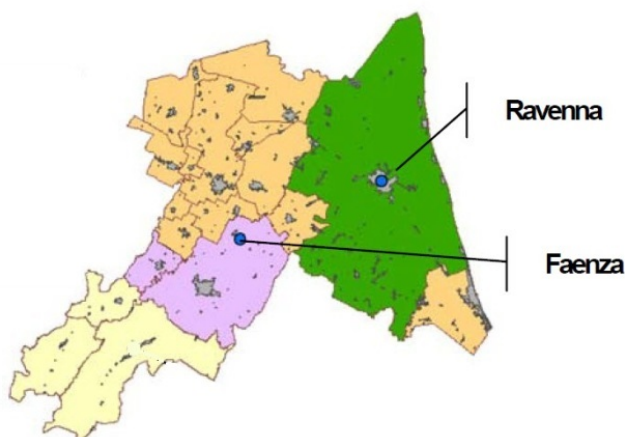


Figura 8: Posizionamento delle stazioni utilizzate per la descrizione meteorologica dell'area oggetto di studio (ARPA Emilia Romagna Sezione Provinciale di Ravenna, 2010).

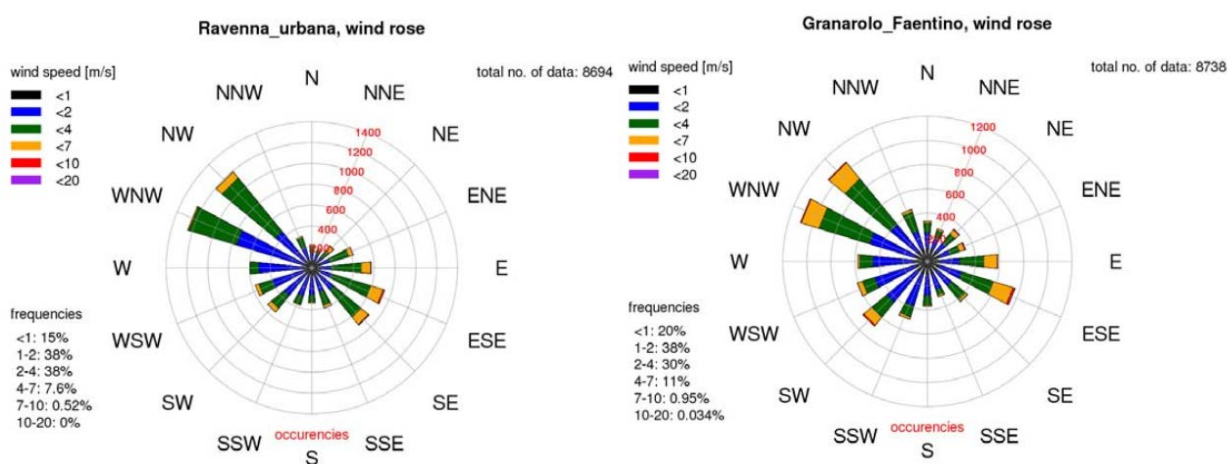


Figura 9: Rose dei venti relative all'anno 2009 misurati dalle stazioni di monitoraggio poste a Ravenna e Faenza (ARPA Emilia Romagna Sezione Provinciale di Ravenna, 2010).

4.2. SORGENTI DI EMISSIONE E RELATIVI CARICHI INQUINANTI

L'area studio selezionata si caratterizza per la presenza di importanti sorgenti di pressione ambientale dal punto di vista delle emissioni di inquinanti atmosferici, spesso poste in prossimità o all'interno di aree urbane densamente popolate o di aree naturali e zone protette di elevato valore ambientale.

Per la quantificazione delle emissioni in atmosfera, l'area studio oggetto del presente studio risulta interessata da diversi inventari delle emissioni, ciascuno con risoluzioni spaziali specifiche, come riportato nella Tabella 4.

Tabella 4: Inventari delle emissioni che coinvolgono l'area oggetto di studio.

Inventario	Anno di riferimento	Risoluzione spaziale	Proponente
Inventario nazionale delle emissioni in atmosfera	2010	Scala nazionale	ISPRA (ISPRA, 2011a)
Inventario regionale e provinciale INEMAR	2010 (dati 2007)	Scala regionale e provinciale	ARPA Emilia Romagna (Regione Emilia-Romagna, 2007a; Predicatori, 2011)
Inventario comunale INEMAR ⁵	2010 (dati 2009)	Scala comunale	ARPA Emilia Romagna

Nel presente studio, come verrà descritto in seguito, sono stati utilizzati i dati aggregati a livello comunale ai quali è stata applicata una metodologia di disaggregazione top-down mediante l'utilizzo di variabili *proxy* al fine di ottenere la stima delle emissioni ad alta risoluzione spaziale (Liburdi et al., 2004; Marinello et al., 2012; Righi et al., 2013). Le variabili *proxy* e la metodologia di disaggregazione sono state implementate in modo specifico nel corso del progetto di ricerca presentato e verranno descritte in dettaglio nel capitolo 7.1. Le emissioni della provincia di Ravenna relative a ciascun inquinante, riportate nell'inventario considerato, vengono sintetizzate nella Tabella 5, mentre la distribuzione spaziale delle relative sorgenti emissive vengono riportate nella Mappa 1.

Tabella 5: Emissioni totali per provincia anno 2007 (t/a) (Regione Emilia-Romagna, 2007a).

Macrosettore	NO _x	%	CO	%	SO _x	%	PM ₁₀	%
M1 - Combustione - Energia e industria di trasformazione	2275	14.3	149	1.1	671	12.5	26	1.2
M2 - Combustione - Non industriale	780	4.9	5284	38.6	105	2	331	15.3
M3 - Combustione - Industria	1668	10.5	44	0.3	2344	43.8	247	11.4
M4 - Processi Produttivi	1852	11.6	228	1.7	1274	23.8	753	34.8
M5 - Estrazione, distribuzione combustibili fossili/geotermico	0	0	0	0	0	0	0	0
M6 - Uso di solventi	0	0	0	0	0	0	0	0
M7 - Trasporti Stradali	6741	42.4	6616	48.3	41	0.8	398	18.4
M8 - Altre Sorgenti Mobili	2358	14.8	1278	9.3	920	17.2	340	15.7
M9 - Trattamento e Smaltimento Rifiuti	88	0.6	20	0.1	2	0	0.41	0
M10 - Agricoltura	148	0.9	0	0	0	0	63.5	2.9
M11 - Altre sorgenti di Emissione ed Assorbimenti	2	0	67	0.5	0.5	0	3.7	0.2
TOT	15912	100	13686	100	5358	100	2163	100

⁵ *Inventario non ancora pubblicato*

4.3. STRUMENTI PER LA VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA UTILIZZATI NELLA PROVINCIA DI RAVENNA

Gli strumenti di monitoraggio abitualmente utilizzati sul territorio provinciale vengono sintetizzati di seguito (Regione Emilia-Romagna, 2006; ARPA Emilia-Romagna sezione provinciale di Ravenna, 2009-2010-2012; Poluzzi, 2009; GeoLab, 2010; Regione Emilia-Romagna, 2011b-2012).

Rete fissa: il posizionamento delle centraline fisse di monitoraggio della qualità dell'aria, come previsto dal D.Lgs. 155/2010, rispetta quanto definito dalla zonizzazione del territorio provinciale fondata sull'analisi del carico emissivo e sul grado di urbanizzazione del territorio, oltre alle caratteristiche orografiche e meteo-climatiche locali. La rete di monitoraggio risulta costituita da stazioni pubbliche che compongono la Rete Regionale di Qualità dell'Aria (RRQA) e stazioni private che costituiscono la rete privata (Provincia di Ravenna, 2006; Luciali et al., 2013). Nella Figura 10 vengono riportate le stazioni che compongono la rete pubblica e privata e la relativa dotazione strumentale.

Dall'inizio del 2013 è attiva la nuova configurazione della rete di rilevamento della qualità dell'aria della regione Emilia-Romagna, approvata dal Ministero dell'Ambiente, costituita da 47 stazioni fisse (invece delle 63 precedentemente attive), con una riduzione complessiva del 25% rispetto alla precedente configurazione. A Ravenna, delle 7 stazioni della rete regionale presenti ne sono state disattivate 2: "Marconi" e "Giardini".

Rete / Stazione	Tipologia		Inquinanti misurati						
			PM 10	PM 2.5	NO _x	CO	BTX	SO ₂	O ₃
Pubblica	Ballirana	Fondo Rurale	FR	-	X	X	-	-	X
	Delta Cervia	Fondo Sub Urbano	FSubU	X	-	X	-	-	X
	Zalamella	Traffico Urbano	TU	X	-	X	X	X	-
	Caorle	Fondo Urbano Residenziale	FURes	X	-	X	-	-	X
	Giardini	Fondo Urbano	FU	X	X	X	-	-	X
	Rocca	Industriale Urbana	Ind-U	X	-	X	X	-	X
	SAPIR	Industriale	Ind	X	-	X	X	-	X
	Marconi	Traffico Urbano	TU	X	-	X	X	X	-
	Parco Bucci	Fondo Urbano	FU	X	X	X	-	-	X
Privata	Germani	Industriale	Ind	X	X	X	-	-	X
	Marani	Industriale	Ind	X	-	X	-	-	X
	AGIP 29	Industriale	Ind	X	-	-	-	-	-
	Marina di RA	Industriale	Ind	-	-	X	-	-	X
	Zorabini	Industriale	Ind	-	-	X	-	-	X

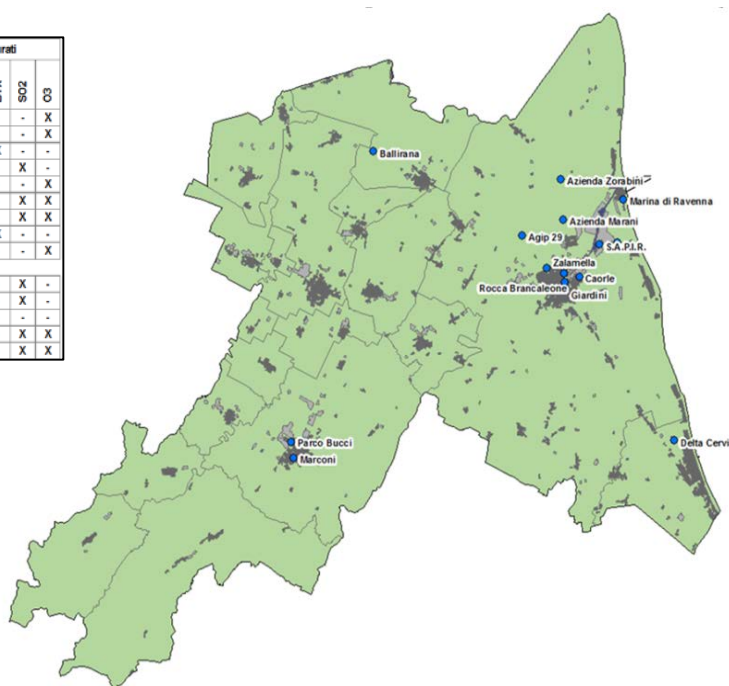


Figura 10: Rete fissa di monitoraggio della qualità dell'aria della provincia di Ravenna e relativi inquinanti monitorati.

Laboratorio mobile: sul territorio provinciale è attivo dal 1999 un mezzo mobile di monitoraggio della qualità dell'aria. Tale mezzo, in accordo con le Amministrazioni locali, viene solitamente posizionato sul territorio misurando i livelli di inquinamento per circa 30 giorni consecutivi garantendo, nell'arco di ciascun anno, la copertura della quasi totalità dei 18 comuni del ravennate. Ad oggi, in 15 anni d'attività, sono state condotte circa 200 campagne di monitoraggio.

Metodi di misura manuali: per situazioni particolari e per inquinanti non solitamente analizzati in continuo vengono utilizzati strumenti manuali che consentono, in modo semplice ed economico, di misurare (con un livello di dettaglio inferiore rispetto agli altri strumenti, ma pur sempre soddisfacente) inquinanti normalmente non monitorati (Perkauskas et al., 1998).

Metodi di stima: anche le attività modellistiche vengono condotte con regolarità su territorio in esame. Il servizio Idro-meteo-clima dell'Arpa Emilia-Romagna elabora quotidianamente simulazioni numeriche attraverso la catena modellistica NINFA-PESCO. Ulteriori elaborazioni numeriche vengono condotte in occasione di studi particolari (Andretta, 2007; Luciali et al., 2007; Righi et al., 2009; Marinello et al., 2010; Luciali et al., 2012; Luciali et al., 2013).

4.4. SITUAZIONE ATTUALE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA NELL'AREA STUDIO

Di seguito vengono brevemente riportati i risultati relativi al monitoraggio della qualità dell'aria presentati da ARPA sezione di Ravenna relativi all'anno 2009 (scenario temporale di riferimento adottato nel presente studio).

Biossido di zolfo (SO₂):

I valori di biossido di zolfo rilevati a Ravenna sono contenuti e notevolmente inferiori ai livelli previsti dalla normativa. Il rispetto dei limiti non rappresenta pertanto un problema e già da più di un decennio (1999) non si verificano superamenti. L'andamento delle concentrazioni conferma una decisa tendenza al miglioramento, in particolare per le stazioni dell'area industriale.

Biossido di azoto (NO₂):

La media annuale delle concentrazioni del biossido di azoto risulta generalmente al di sotto del limite. Il valore limite della media oraria (200 µg/m³ da non superare per più di 18 ore nell'anno) viene rispettato in tutte le stazioni, così come il valore guida previsto dall'OMS (massimo orario inferiore a 200 µg/m³) (WHO, 2010). Fino al 2007 si è riscontrato un generale miglioramento del valore della media annuale, in particolare nelle stazioni poste in area industriale. Dopo tale anno le concentrazioni risultano piuttosto stabili e sempre al di sotto del limite

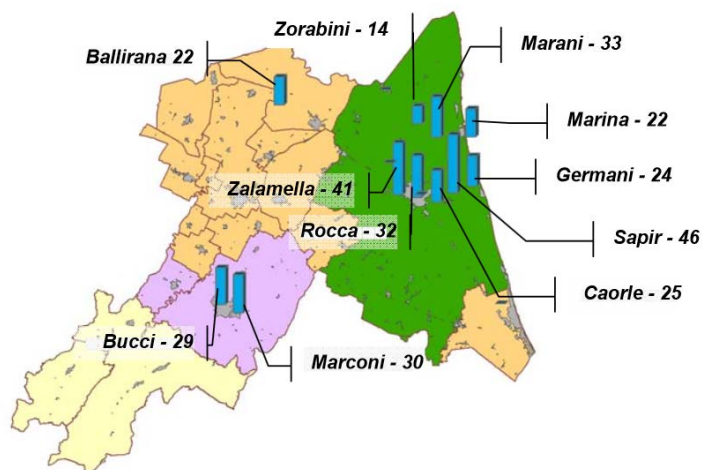


Figura 11: Medie annuali (esprese in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) di NO_2 rilevate nella rete di Ravenna - Anno 2009 (ARPA Emilia Romagna Sezione Provinciale di Ravenna, 2010).

Monossido di carbonio (CO):

Il valore limite per la protezione della salute umana indicato dal D.Lgs 155/2010 - media massima giornaliera su otto ore pari a $10 \text{ mg}/\text{m}^3$ - non è mai stato superato. Anche se si analizza il trend dell'ultimo decennio, i valori sono contenuti e decisamente inferiori al limite previsto dalla normativa. Tale andamento, ormai consolidato, fa presumere che, anche nei prossimi anni, per il monossido di carbonio non ci siano problemi per il rispetto del limite.

Ozono (O_3):

L'ozono è un inquinante "secondario" che si forma a seguito di complesse reazioni fotochimiche, favorite dalla radiazione solare, che coinvolgono inquinanti primari immessi direttamente in atmosfera. Ha quindi una spiccata stagionalità, con le concentrazioni più significative rilevate nel periodo primavera-estate, ed un caratteristico andamento giornaliero, con un picco di concentrazione in corrispondenza delle ore di maggiore insolazione.

Il valore "bersaglio" per la protezione della salute umana (più di 25 giorni di superamento della media massima giornaliera su 8 h di $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ come media degli ultimi tre anni) risulta superato in 3 postazioni, due della rete industriale (Marina di Ravenna e SAPIR) ed una di fondo (Delta Cervia). Per quanto riguarda invece gli episodi acuti, la soglia di informazione ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$) è stata raggiunta in 4 postazioni.

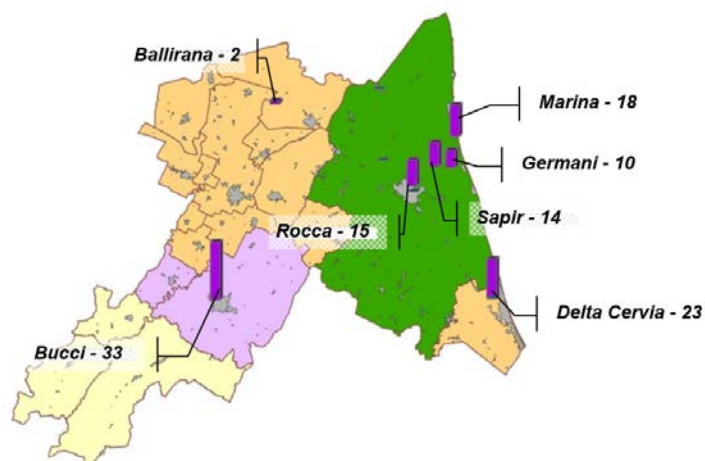


Figura 12: Giorni di superamento della concentrazione max di 8 h (ARPA Emilia Romagna Sezione Provinciale di Ravenna, 2010).

PM₁₀:

Il limite per la media annua risulta generalmente rispettato per tutte le postazioni. Per quanto concerne il limite di breve periodo, questo è abbondantemente superato in tutte le centraline della provincia. In area urbana, sia a Ravenna sia a Faenza (Zalamella, Rocca, Caorle e Marconi), si misurano più di 60 superamenti della media giornaliera di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (il numero massimo di superamenti è fissato dalla norma in 35). Negli ultimi anni, i giorni con concentrazioni superiori a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sono sensibilmente aumentati, raggiungendo i livelli più alti degli ultimi 7 anni. Anche per quanto concerne la rete industriale le medie annuali sono tendenzialmente maggiori, pur rimanendo al di sotto del limite, mentre il numero di superamenti giornalieri è decisamente aumentato rispetto agli ultimi anni. Peculiare il monitoraggio della stazione Sapir che, essendo collocata all'interno della zona portuale, risulta particolarmente reattivo alla polverosità causata dalle attività connesse alla movimentazione delle merci nel porto.

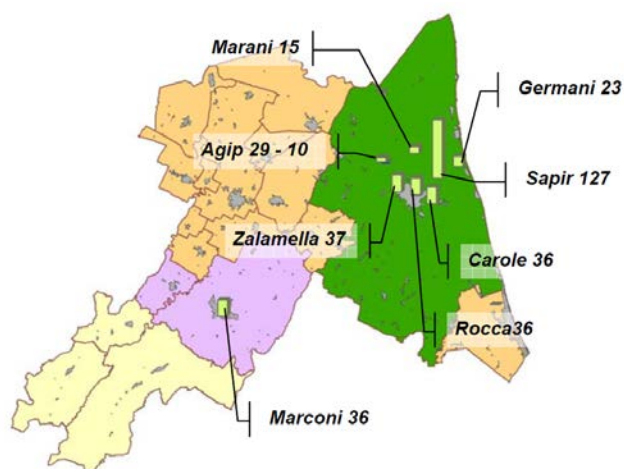


Figura 13: Giorni di superamento del limite giornaliero di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ARPA Emilia Romagna Sezione Provinciale di Ravenna, 2010).

PM_{2.5}:

Relativamente al PM_{2.5}, il D.Lgs. 155/2010 indica un valore obiettivo ed un valore limite (pari a 25 µg/m³ come media annuale), entrambi da raggiungere entro il 1° gennaio 2015. In 3 postazioni il limite è rispettato, mentre risulta superato a Ballirana (stazione di fondo rurale).

CAPITOLO 5. RACCOLTA, ELABORAZIONE ED ANALISI DEI DATI – STRUMENTI E MODALITA' OPERATIVE

Le attività condotte nel corso del progetto di ricerca hanno riguardato la raccolta, l'elaborazione e l'analisi di diverse tipologie di dati ed informazioni. Al fine di renderli utilizzabili e confrontabili tra loro sono stati utilizzati diversi strumenti, brevemente descritti di seguito.

5.1. GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEM - GIS

Il GIS rappresenta *un sistema informatico in grado di assemblare, memorizzare, modificare e visualizzare informazioni geografiche, cioè dati identificati in base alla loro localizzazione geografiche* (United States Geological Survey).

Nello specifico, trascurando la descrizione dettagliata dei sistemi GIS e delle loro caratteristiche, lo strumento GIS utilizzato nel presente studio è ArcGIS 10.1[®], prodotto e distribuito da ESRI.

Tale strumento è stato utilizzato per:

- raccolta di tutte le informazioni geografiche utilizzate nello studio;
- elaborazione ed analisi dei dati raccolti;
- predisposizione dei file di input ai modelli matematici di dispersione degli inquinanti atmosferici;
- rappresentazione dei dati;
- gestione del materiale raccolto ed elaborato durante il progetto di ricerca all'interno di un geodatabase.

5.2. INVENTARI DI EMISSIONE DEGLI INQUINANTI ATMOSFERICI

Gli inventari delle emissioni possono essere definiti come una serie organizzata di dati relativi alla stima della quantità di inquinanti introdotta in atmosfera da attività umane e da sorgenti naturali. La quantificazione delle emissioni⁶ avviene attraverso approcci comuni e riconosciuti a livello internazionale e per questo motivo rappresentano una base conoscitiva fondamentale

⁶ Secondo il D.Lgs. 152/2006, l'emissione viene definita come "qualsiasi sostanza solida, liquida o gassosa introdotta nell'atmosfera che possa causare inquinamento atmosferico (nel caso di emissioni convogliate si misura in base alla portata volumetrica, alla temperatura, alla velocità di emissione)".

nell'ambito del processo di valutazione e gestione della qualità dell'aria e costituiscono delle importanti informazioni utili alla modellistica atmosferica (Bini et al., 2004; Pertot et al., 2005).

Gli inventari possono essere distinti sulla base dei seguenti elementi: scala territoriale (dal livello locale fino al livello nazionale o sovra-nazionale); tipologia di fonti di emissione e attività emissive considerate; specie inquinanti trattate; approccio metodologico per l'elaborazione dell'inventario (top-down e bottom-up⁷) (Goyal et al., 1995; D'Angiola et al., 2010; Ispra, 2011a; Radice et al., 2011).

Nel presente studio, l'inventario delle emissioni utilizzato è rappresentato dall'inventario comunale INEMAR. La nomenclatura utilizzata per la classificazione e descrizione delle sorgenti emissive è rappresentata dalla SNAP (Selected Nomenclature for Air Pollution), sviluppata attraverso il progetto EMEP-CORINAIR. Tale classificazione si basa sulla ripartizione delle attività antropiche e naturali in una struttura gerarchica che comprende, nella versione SNAP97, 11 macro-settori, 56 settori e 360 categorie (o attività).

5.3. MODELLI MATEMATICI PER LA VALUTAZIONE DELLO STATO DI QUALITÀ DELL'ARIA

Per conseguire lo scopo del progetto di ricerca, com'è risultato dall'analisi della letteratura analizzata, la conoscenza delle pressioni ambientali esistenti e lo studio dello stato di qualità dell'aria risulta di fondamentale importanza quale elemento conoscitivo di base. Di norma, il campo di concentrazione degli inquinanti atmosferici si compone di due contributi principali:

- concentrazioni di fondo in assenza di sorgenti locali;
- contributo dovuto alla presenza di sorgenti emissive locali.

La valutazione di questi due contributi può essere condotta attraverso diverse modalità operative, utilizzando strumenti matematici di stima, immagini satellitari o campagne di misura.

⁷ Attraverso il primo approccio, le emissioni vengono calcolate attraverso l'utilizzo di dati puntuali misurati (in particolare per i camini industriali) oppure attraverso stime moltiplicando l'indicatore di attività per il fattore di emissione per l'inquinante i-esimo. Nel secondo caso, l'approccio top-down consente di ricavare delle stime sulle emissioni, al livello territoriale desiderato, partendo da informazioni circa le emissioni disponibili ad una scala territoriale più ampia rispetto a quella desiderata. Tale operazione viene realizzata attraverso l'utilizzo di cosiddette "variabili surrogato" o "variabili proxy", che rappresentano indicatori descrittivi del comportamento di un determinato fenomeno non osservabile direttamente e risultano fortemente correlate al fenomeno stesso (Eyth et al., 2003).

Di questi, l'approccio maggiormente diffuso prevede l'impiego di modelli matematici di simulazione della dispersione degli inquinanti atmosferici⁸. Questo metodo di valutazione, comparato agli altri, permette di realizzare risultati attendibili a fronte di un ridotto dispendio di risorse. Per questo motivo, nel presente studio, i modelli matematici sono stati utilizzati quale strumento di stima dello stato di qualità dell'aria in relazione all'area studio considerata. I modelli selezionati per valutare i due contributi principali elencati in precedenza sono:

- PESCO per la stima del campo di concentrazione di fondo;
- ADMS-URBAN per la stima del contributo delle sorgenti locali.

5.3.1. Il modello PESCO

Lo strumento utilizzato per la stima del campo di concentrazione di fondo degli inquinanti selezionati è rappresentato dal sistema modellistico NINFA+PESCO (Bonafè et al., 2011).

PESCO (**P**ostprocessing and **E**valuation with **S**tatistical techniques of the **C**himere **O**utput) è un sistema di valutazione della qualità dell'aria della regione Emilia Romagna che permette di ricostruire la mappa delle concentrazioni al suolo di ozono, PM₁₀, PM_{2.5} e biossido di azoto con risoluzione di 1 km² eseguendo un post-processing statistico dell'output del modello numerico NINFA con i dati osservati dalla rete di monitoraggio regionale (Bonafè et al., 2011b). PESCO corregge sia le analisi, sia le previsioni di NINFA. PESCO rappresenta l'ultimo elemento modellistico di un sistema molto più ampio che applica modelli di stima delle concentrazioni degli inquinanti atmosferici capaci di operare dalla scala globale, fino alla scala locale (Figura 14).

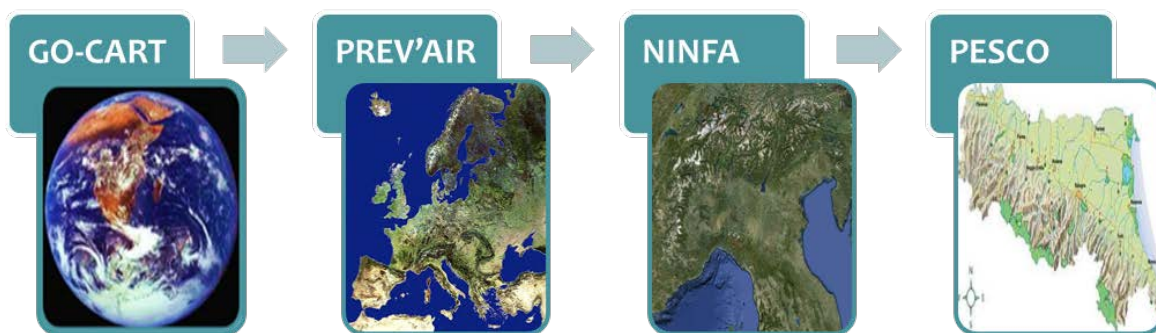


Figura 14: Schema di funzionamento del sistema modellistico di cui NINFA+PESCO fanno parte.

⁸ Un modello di simulazione è uno strumento matematico-informatico che cerca di ricostruire il più fedelmente possibile la concentrazione dei vari inquinanti in un dominio di calcolo spazio-temporale di interesse, descrivendo i fenomeni chimico-fisici (trasporto, diffusione, reazioni chimiche, deposizioni) subiti dall'inquinante in atmosfera, tramite equazioni o relazioni funzionali fra le grandezze che descrivono tali fenomeni.

Per quanto riguarda l'applicazione del sistema modellistico sul territorio nazionale, Arpa Emilia-Romagna Servizio Idro-Meteo-Clima (ARPA SIMC) ha sviluppato e gestisce delle particolari componenti operative dell'intero sistema modellistico in grado di produrre ogni giorno mappe di concentrazione di PM₁₀, PM_{2.5}, O₃ ed NO₂. Tali componenti, applicano il modulo NINFA (Network dell'Italia del Nord per previsioni di smog Fotochimico e Aerosol) che si basa sulla versione regionale del modello di trasporto chimico Chimere, abbinata al modello meteorologico COSMO. Le concentrazioni di inquinanti ai bordi del dominio di integrazione di Chimere sono fornite dal sistema modellistico per la qualità dell'aria PREV'AIR⁹. Anche PREV'AIR è basato su Chimere, tuttavia utilizza i campi meteorologici prodotti dal modello MM5. Tale sistema è gestito in modalità operativa quotidiana da INERIS¹⁰, su un dominio che copre gran parte dell'Europa con una risoluzione di 50 km. I due sistemi modellistici (NINFA a scala regionale e PREV'AIR a scala continentale) sono quindi piuttosto simili e possono essere integrati fra loro senza introdurre grosse inconsistenze: nell'implementazione operativa, NINFA usa come condizioni al contorno i campi tridimensionali di concentrazione di 23 specie gassose e di 47 specie di aerosol prodotti da PREV'AIR.

Infine, ARPA-SIMC integra le simulazioni del modello chimico e di trasporto NINFA con le informazioni provenienti dalla rete di monitoraggio attraverso algoritmi geo-statistici (Cressie, 1993; Raspa, 1995; Corti, 2012) che costituiscono il modulo PESCO.

PESCO corregge le concentrazioni C_{mod} simulate dal modello NINFA per i giorni già trascorsi ("analisi") usando i dati misurati dalla rete di monitoraggio regionale. Lo scarto tra le misure e le simulazioni viene interpolato su tutto il territorio regionale, con un algoritmo di kriging con variabili esterne, usando come parametri la quota e le emissioni inquinanti. Dopo l'interpolazione, lo scarto S viene sommato all'uscita di NINFA, ottenendo così un output corretto $C_{cor} = C_{mod} + S$.

La procedura PESCO di correzione delle analisi NINFA si applica alle concentrazioni medie orarie per O₃ e NO₂ ed alle concentrazioni medie giornaliere per PM₁₀ e PM_{2.5}.

I risultati di questa catena modellistica sono rappresentati da:

- Dati orari con risoluzione di 1 km per l'NO₂;
- Dati orari con risoluzione di 1 km per l'O₃;
- Numero di superamenti della soglia di 120 µg/m³ per il massimo giornaliero della media mobile su 8 ore con risoluzione di 1 km per l'O₃;

⁹ www.prevair.org

¹⁰ www.ineris.fr

- Dati giornalieri con risoluzione di 1 km per il PM₁₀;
- Numero di superamenti della soglia di 50 µg/m³ per la media giornaliera;
- Dati giornalieri con risoluzione di 1 km per il PM_{2.5}.

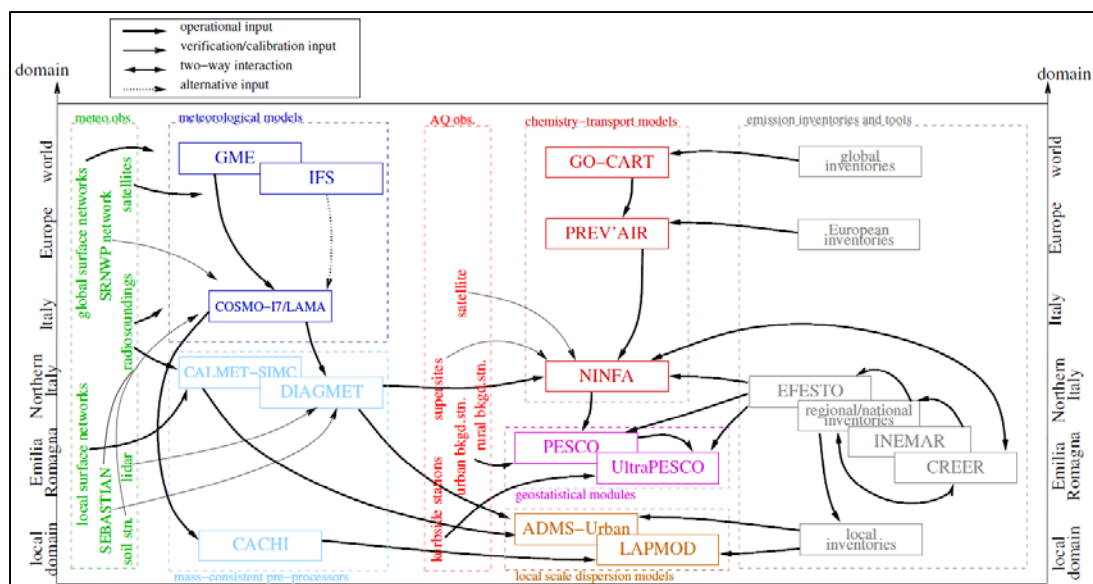


Figura 15: Il sistema modellistico per la stima della qualità dell'aria (Bonafè et al., 2011a).

I dati di concentrazione ottenuti dal sistema modellistico ed utilizzati per il territorio della provincia di Ravenna sono riferiti all'anno 2009. I dati raccolti vengono riportati e discussi nel Capitolo 7.

Per altri inquinanti non trattati dal modello PESCO, i valori di concentrazione di fondo sono stati stimati nei seguenti modi:

- SO₂: il valore di fondo utilizzato è stato imposto uguale a 5 µg/m³;
- CO: il fondo è stato calcolato come media dei valori di concentrazione misurati dalla rete fissa di monitoraggio durante le 8 ore precedenti (Righi et al., 2009).

5.3.2. Il modello ADMS-URBAN

ADMS (Advanced Dispersion Modelling System) - Urban¹¹ è un modello analitico stazionario avanzato per la stima della dispersione degli inquinanti atmosferici. Il modello è di tipo gaussiano (con profilo verticale di concentrazione non-gaussiano in condizioni convettive).

¹¹ <http://www.cerc.co.uk/>

Sviluppato in Gran Bretagna da un consorzio governativo ed industriale diretto da CERC (Cambridge Environmental Research Consultant) viene utilizzato diffusamente nel Regno Unito come “regulatory model” ovvero come strumento riconosciuto per valutare l'efficacia delle politiche di riduzione dell'inquinamento atmosferico. Il modello ADMS-URBAN è stato riconosciuto e validato anche da ARPA Emilia-Romagna per lo studio della dispersione degli inquinanti atmosferici sull'intero territorio regionale (Deserti et al., 2004; Deserti et al., 2007; Bellodi et al., 2008; Regione Emilia-Romagna, 2011c - 2011d).

ADMS-URBAN è stato progettato per stimare la diffusione in atmosfera degli inquinanti dal caso più semplice, come una singola sorgente puntuale o lineare, a quello più complesso della realtà urbana. Le sorgenti trattate possono essere di tipo industriale, civile e di traffico stradale (CERC, 2008a; CERC, 2011).

ADMS-URBAN si integra facilmente con un Sistema Informativo Territoriale (GIS), in particolare con ArcView e MapInfo e permette, quindi, una rappresentazione cartografica delle elaborazioni realizzate (CERC, 2008b).

L'innovazione del modello rispetto ai suoi predecessori consiste nella descrizione della struttura dello strato limite. Infatti, la caratterizzazione del PBL non avviene attraverso le classi di Pasquill-Gifford, ma sfrutta una fisica più aggiornata per descrivere la stabilità dello strato limite atmosferico utilizzando parametri fisici misurabili, quali l'altezza dello strato limite z_i e la lunghezza di Monin-Obukhov L che permettono una descrizione senz'altro più realistica dei fenomeni di dispersione. Inoltre, nel caso di uno strato limite convettivo, il profilo verticale di concentrazione non è gaussiano: l'altezza a cui corrisponde il valore massimo di concentrazione tende a diminuire progressivamente, mentre aumenta l'altezza media del pennacchio. La dispersione verticale σ_z in strati limite convettivi viene quindi calcolata usando algoritmi non gaussiani. Per questi motivi, il modello ADMS-URBAN viene inserito nella categoria dei modelli operativi di tipo avanzato (Tirabassi, 2003).

Il profilo di concentrazione è un pennacchio gaussiano, in cui si tiene conto della riflessione attuata dal suolo e dallo strato d'inversione. Supponendo un'emissione continua e una situazione stazionaria nel tempo, la concentrazione C di un inquinante nella posizione $P = (x, y, z)$ ad ogni istante è data dall'equazione:

$$C = \frac{Q}{2u\pi\sigma_y\sigma_z} e^{\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right)} \left\{ e^{\left(-\frac{(z-H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right)} + e^{\left(-\frac{(z+H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right)} + e^{\left(-\frac{(z+2h-H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right)} + e^{\left(-\frac{(z-2h-H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right)} e^{\left(-\frac{(z-2h+H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right)} \right\}$$

dove:

Q : quantità emessa di inquinante;

σ_y e σ_z : coefficienti gaussiani di dispersione orizzontali e verticali;

u : velocità del vento lungo x;

h : altezza dello strato di inversione;

H_e : altezza effettiva di rilascio.

Quando la dispersione verticale è circa uguale all'altezza di rimescolamento, dal modello di campo vicino si passa al modello di campo lontano, in cui si suppone che la variazione verticale della concentrazione sia trascurabile e che la propagazione avvenga nel solo piano orizzontale (Mikkelsen et al., 1987; Mircea et al., 2008).

In ADMS-URBAN, i coefficienti di dispersione σ_y e σ_z vengono calcolati applicando le seguenti relazioni:

$$\begin{aligned}\sigma_z &= \sigma_w t \left\{ \frac{1}{b^2} + \frac{N^2 t^2}{1 + 2\gamma^2 N t} \right\}^{-1/2} \\ \sigma_y^2 &= \sigma_{yt}^2 + \sigma_{yw}^2 \\ \sigma_{yt}^2 &= \sigma_v t \left\{ 1 + (15.6)^{1/3} u_* t L / z_i^2 \right\} \\ \sigma_{yw}^2 &= \sigma_\theta x \\ \sigma_\theta &= 0.065 \sqrt{7T / U_{10}}\end{aligned}$$

dove:

N : rappresenta la frequenza di galleggiamento;

t : rappresenta il tempo di mediazione;

U_{10} : esprime la velocità del vento ad una quota di 10 m.

ADMS-URBAN necessita di un set di dati meteorologici di input, che rielabora, attraverso un pre-processore meteorologico interno, per ricavare i valori delle variabili meteorologiche che influenzano la dispersione degli inquinanti e che sono utilizzate negli algoritmi usati dal modello. La presenza di un pre-processore meteorologico permette massima flessibilità nelle variabili meteorologiche di input, che possono essere caricate direttamente attraverso un'apposita finestra del modello o immesse attraverso un file già esistente. I dati minimi richiesti sono la velocità e la direzione del vento ed i valori di una delle seguenti variabili:

- reciproco della lunghezza di Monin-Obukhov ($1/L$);
- calore sensibile superficiale;
- copertura nuvolosa.

I dati meteorologici inseriti possono essere di tipo statistico (viene specificata la frequenza con la quale si verificano le condizioni meteorologiche) o di tipo sequenziale (vengono indicati i valori orari che assumono le diverse variabili).

Le calme di vento, vengono trattate in modo particolare, in quanto in tale situazione perde di significato la direzione del vento. Il modello assume come direzione di provenienza del vento il valore dell'ultimo dato con velocità superiore a 0.75 m/s (soglia fissata da ADMS-URBAN per la calma di vento) e pone la velocità uguale a 0.75 m/s (Cagnetti et al., 1982; Cirillo et al., 1992; Briganti et al., 2007; Castelli et al., 2011).

L'approccio schematico adottato per l'applicazione del modello ADMS-URBAN viene riportato nella Figura 16.

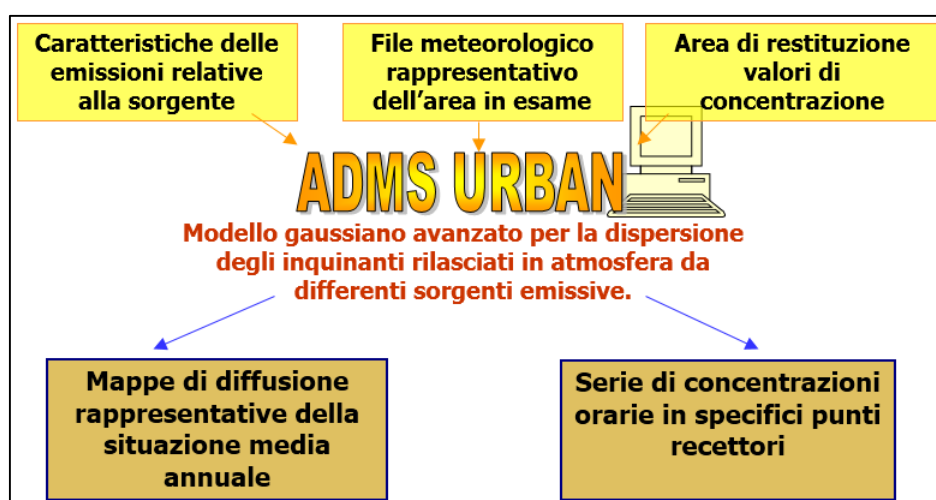


Figura 16: Approccio schematico per l'applicazione del modello ADMS-URBAN.

5.4. ANALISI STATISTICHE ED ELABORAZIONI DI DATI NUMERICI – SOFTWARE MATLAB

L'analisi statistica condotta sui dati raccolti ed elaborati è stata realizzata attraverso l'impiego del software statistico MATLAB 2012® (Matrix Laboratory)¹², sviluppato dalla MathWorks. Tale strumento rappresenta un linguaggio di programmazione ad alto livello e ad alto rendimento, applicato al calcolo numerico basato sull'utilizzo di dati di tipo matriciale (a n dimensioni).

Oltre ad analisi statistiche, il linguaggio MATLAB è stato utilizzato anche per applicare un modello di regressione multipla al fine di studiare la dipendenza di una variabile risposta da una serie di variabili indipendenti quantitative, dette regressori, mediante un modello lineare:

¹² <http://www.mathworks.it>

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{i,1} + \beta_2 x_{i,2} + \dots + \beta_n x_{i,n}$$

dove:

Y_i : variabile dipendente;

β_0 : intercetta;

$\beta_{1,2,n}$: coefficienti di regressione;

x : variabili indipendenti

Graficamente, il modello di regressione multipla viene rappresentato come riportato di seguito (Figura 17).

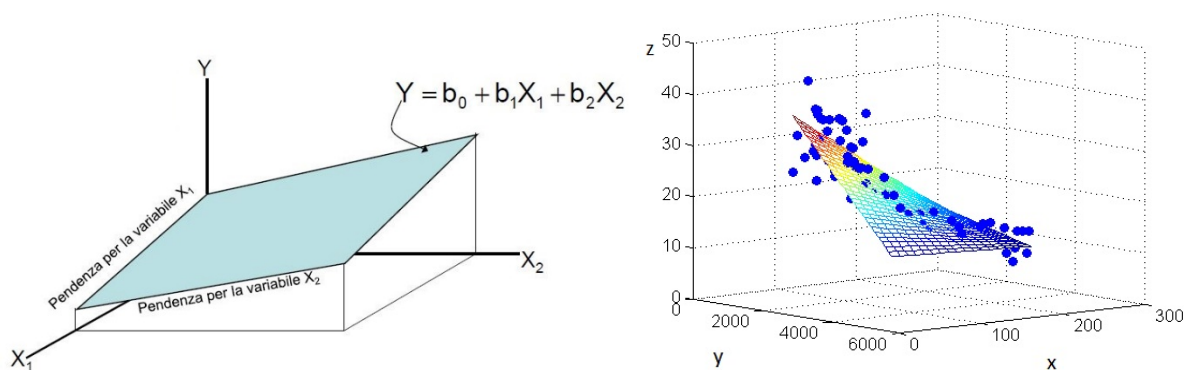


Figura 17: Modello schematico di regressione multipla.

5.5. AUTOMATIZZAZIONE DELLA PROCEDURA DI ALLOCAZIONE SVILUPPATA – ACCESS E VISUAL BASIC

Uno specifico obiettivo dell'attività di ricerca consiste nella realizzazione di uno strumento informatizzato di supporto all'applicazione automatizzata della metodologia di progettazione delle attività di monitoraggio della qualità dell'aria.

Per la realizzazione di tale strumento è stato utilizzato Microsoft Access® e Visual Basic come linguaggio di programmazione. Il primo, rappresenta un potente database che permette di raccogliere in modo strutturato l'elevato numero di dati elaborati nel corso dell'intero progetto di ricerca attraverso tabelle e maschere di selezione. Visual Basic, che rappresenta un linguaggio di programmazione estremamente diffuso, è stato utilizzato per automatizzare la procedura di identificazione delle aree ritenute ottimali per le attività di monitoraggio attraverso la selezione dei dati che compongono il database. La combinazione di questi due strumenti consente di implementare ed interrogare il database realizzato.

CAPITOLO 6. DEFINIZIONE DELLA METODOLOGIA PER IL POSIZIONAMENTO DEGLI STRUMENTI DI MONITORAGGIO

La metodologia sviluppata nel presente lavoro integra molti aspetti di rilievo proposti in letteratura con le indicazioni tecniche fornite a livello normativo e dai documenti tecnici.

Nell'implementazione della metodologia, sono stati rispettati alcuni criteri ritenuti fondamentali per garantirne la solidità, in particolare:

- **semplice**: deve essere applicabile in modo rapido ed intuitivo;
- **replicabile**: deve garantire la possibilità di essere applicata a qualsiasi realtà;
- **versatile**: l'approccio deve essere in grado di rispondere a diverse esigenze progettuali senza alterarne l'impostazione metodologica.

6.1. SELEZIONE DEGLI ALGORITMI PROPOSTI IN LETTERATURA ED IDENTIFICAZIONE DEI CRITERI DI POSIZIONAMENTO

Gli algoritmi di progettazione proposti in letteratura sono stati analizzati attraverso l'impiego di schede valutative che hanno permesso di selezionare quelli ritenuti più idonei per l'elaborazione della metodologia oggetto del presente lavoro. Analogamente, sono stati identificati alcuni documenti tecnici di riferimento.

Nella Tabella 6 vengono riportati gli algoritmi ed i documenti tecnici selezionati, i criteri di posizionamento degli strumenti di monitoraggio proposti dagli autori (e quindi le funzioni obiettivo che costituiscono il modello concettuale) ed i recettori sensibili considerati. I criteri di posizionamento riportati nella tabella rappresentano le funzioni obiettivo che costituiscono l'elemento di decisione in un modello concettuale sviluppato secondo i principi della ricerca operativa. Nella Figura 18, viene riportata una rappresentazione schematica dell'approccio adottato da alcuni autori analizzati (nello specifico Darby et al. e Kao et al) ed aiuta nella comprensione delle informazioni che compongono la Tabella 6.

Generalmente, gli autori analizzati procedono nel modo seguente:

- definizione dell'area studio ed identificazione dei recettori sensibili. Studio dello stato di qualità dell'aria;
- definizione di un criterio specifico per la scelta delle aree dove posizionare gli strumenti di misura e formalizzazione in modo matematico definendo la corrispondente funzione obiettivo;
- quantificazione della funzione obiettivo selezionata e, massimizzandola o minimizzandola, identificazione delle aree ottimali per condurre il monitoraggio della qualità dell'aria.

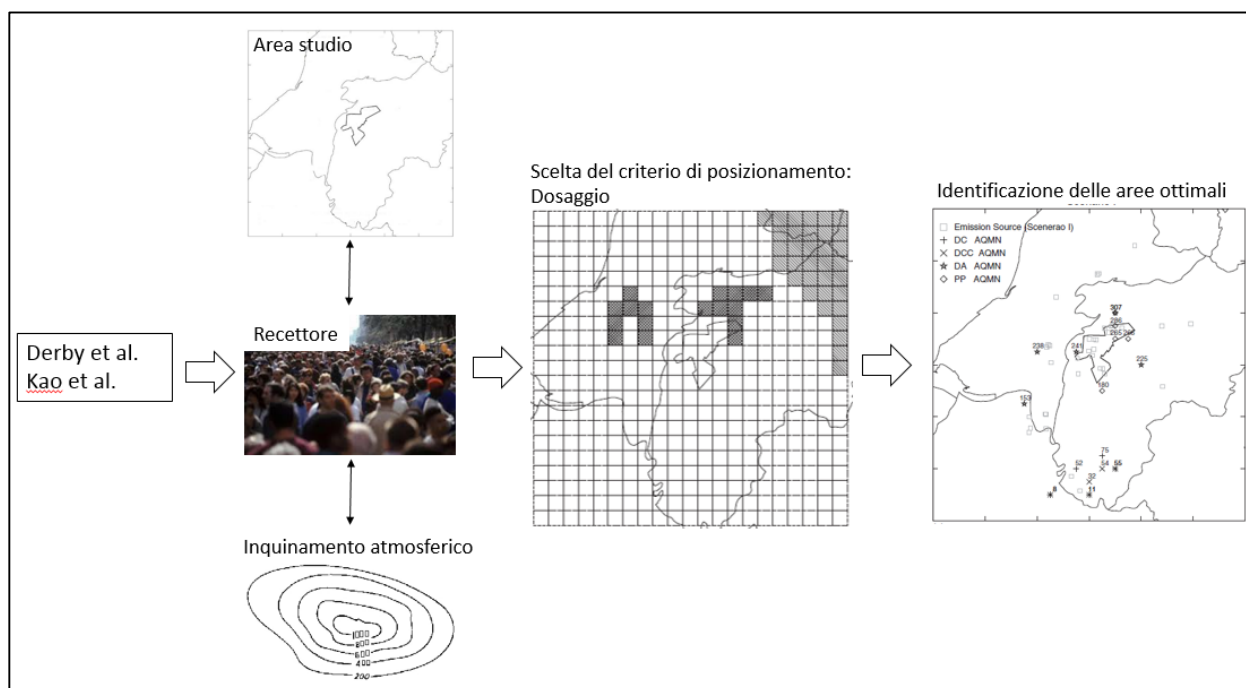


Figura 18: Rappresentazione schematica dell'approccio adottato dagli autori analizzati.

Tabella 6: Algoritmi di progettazione selezionati.

Autore	Criterio per il posizionamento (funzione obiettivo)	Recettore sensibile
Derby et al., 1974 Kao et al., 2006	Valutazione del dosaggio a cui la popolazione risulta esposta	Popolazione residente
Tseng et al., 2001 ICP, 2004 Kanakoglou et al., 2005 Kao et al., 2006 Su et al., 2007 Mazzeo et al., 2010	Valutazione dell'esposizione a cui la popolazione residente e la vegetazione risultano esposte	Popolazione residente, Vegetazione ed ecosistemi
ICP, 2004 Sarigiannis et al., 2008	Rischio legato all'esposizione	Popolazione residente, Vegetazione ed ecosistemi
Trujillo-Ventura et al., 1991	Correlazione dati simulati e dati misurati	Popolazione residente
Noll et al., 1983 Liu et al., 1984 Trujillo-Ventura et al., 1991 Tseng et al., 2001	Verifica del rispetto dei limiti di legge stabiliti per la qualità dell'aria	Popolazione residente, Vegetazione ed ecosistemi

Leksmono et al., 2006 Venegas et al., 2006 Elkamel et al., 2008 Sarigiannis et al., 2008 Mazzeo et al., 2010		
Noll et al., 1977 Corti et al., 2000 Tseng et al., 2001 Kao et al., 2006	Approccio probabilistico per rilevare i massimi valori di concentrazione degli inquinanti atmosferici	Popolazione residente, Vegetazione ed ecosistemi
Marinello et al., 2014 ¹³	Valutazione dell'accordo tra i dati simulati rispetto ai dati misurati dalle centraline fisse di monitoraggio attraverso l'utilizzo di un Indice di Accordo	Popolazione residente
Marinello et al., 2014 ¹¹	Valutazione dell'accordo tra i dati simulati rispetto ai dati misurati dalle centraline fisse di monitoraggio attraverso l'utilizzo di un Indice di Accordo normalizzato sulla popolazione residente	Popolazione residente
Langstaff Et al., 1987 Kanaroglou et al., 2005 Su et al., 2007 Mofarrah et al., 2010	Valutazione del gradiente di concentrazione applicato all'esposizione della popolazione residente	Popolazione residente
Larsen, 1971 Trujillo-Ventura et al., 1991	Indice di qualità dell'aria	Popolazione residente
Husain et al., 1983a-b Saisana et al., 2001 Silva et al., 2003	Applicazione del concetto dell'"Entropia di Shannon"	Popolazione residente
Kucera, 2005 APAT, 2006a-b Grossi et al., 2006 Sabbioni et al., 2006-2007 Sarigiannis et al., 2008 ISPRA, 2011b - 2008 Bonazza, 2011	Valutazione dei danni sui materiali per effetto dell'inquinamento atmosferico	Beni materiali
Trujillo-Ventura et al., 1991 Kao et al., 2006	Valutazione della copertura spaziale della rete di monitoraggio da progettare	Popolazione residente

¹³ Pubblicazione in fase di revisione

Elkamel et al., 2008		
ICP, 2004; Arpa Veneto, 2006	Valutazione delle deposizioni di inquinanti dannosi per la vegetazione	Vegetazione ed ecosistemi

Tutti i criteri di posizionamento riportati nella tabella precedente sono stati integrati all'interno dell'approccio metodologico implementato nel corso dell'attività di ricerca, come descritto nei paragrafi seguenti.

6.2. METODOLOGIA PER IL POSIZIONAMENTO DEGLI STRUMENTI DI MISURA

Le analisi condotte sugli approcci metodologici descritti in letteratura e sui relativi criteri di selezione delle aree ottimali hanno permesso di elaborare e proporre una procedura per il posizionamento degli strumenti di misura della qualità dell'aria, che costituisce l'obiettivo dell'intera attività di ricerca.

L'approccio elaborato è stato applicato all'area studio con lo scopo di verificarne la capacità di rispondere alle esigenze delle Pubbliche Amministrazioni e delle Autorità competenti in materia di monitoraggio della qualità dell'aria.

La metodologia implementata, si compone di due fasi applicative (**Fase 1** e **Fase 2**) (Figura 19), ciascuna costituita da specifici passaggi operativi (Figura 20).

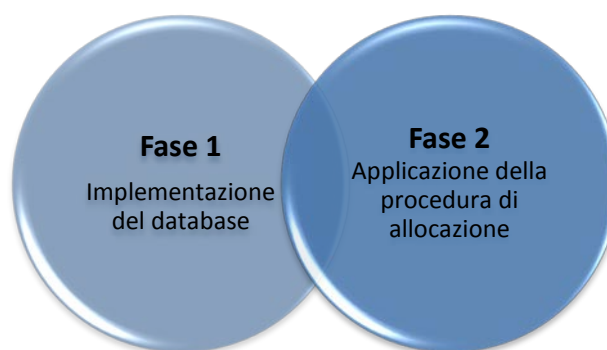


Figura 19: Fasi attuative della metodologia di posizionamento implementata.

La Fase 1, attraverso la raccolta e l'elaborazione dei dati relativi ai campi di concentrazione degli inquinanti atmosferici e dei recettori sensibili all'inquinamento, permette di implementare un database contenente tutte le informazioni caratterizzanti l'area studio dal punto di vista dell'inquinamento atmosferico e di calcolare i valori numerici delle funzioni obiettivo. Questa fase, in relazione ad una determinata area studio, necessita di essere realizzata una sola volta per determinare uno scenario temporale di riferimento.

La Fase 2 rappresenta l'applicazione dell'algoritmo di allocazione per l'individuazione delle aree ottimali per la realizzazione delle campagne di monitoraggio. La procedura applicativa che costituisce la Fase 2, utilizzando il database realizzato durante la precedente Fase, permette di selezionare le aree che consentono di estremizzare la funzione obiettivo scelta per la campagna di monitoraggio. Questa Fase può essere replicata tante volte quante sono le campagne da progettare, senza dover intervenire in nessun modo sul database e sui passaggi operativi della Fase 1.

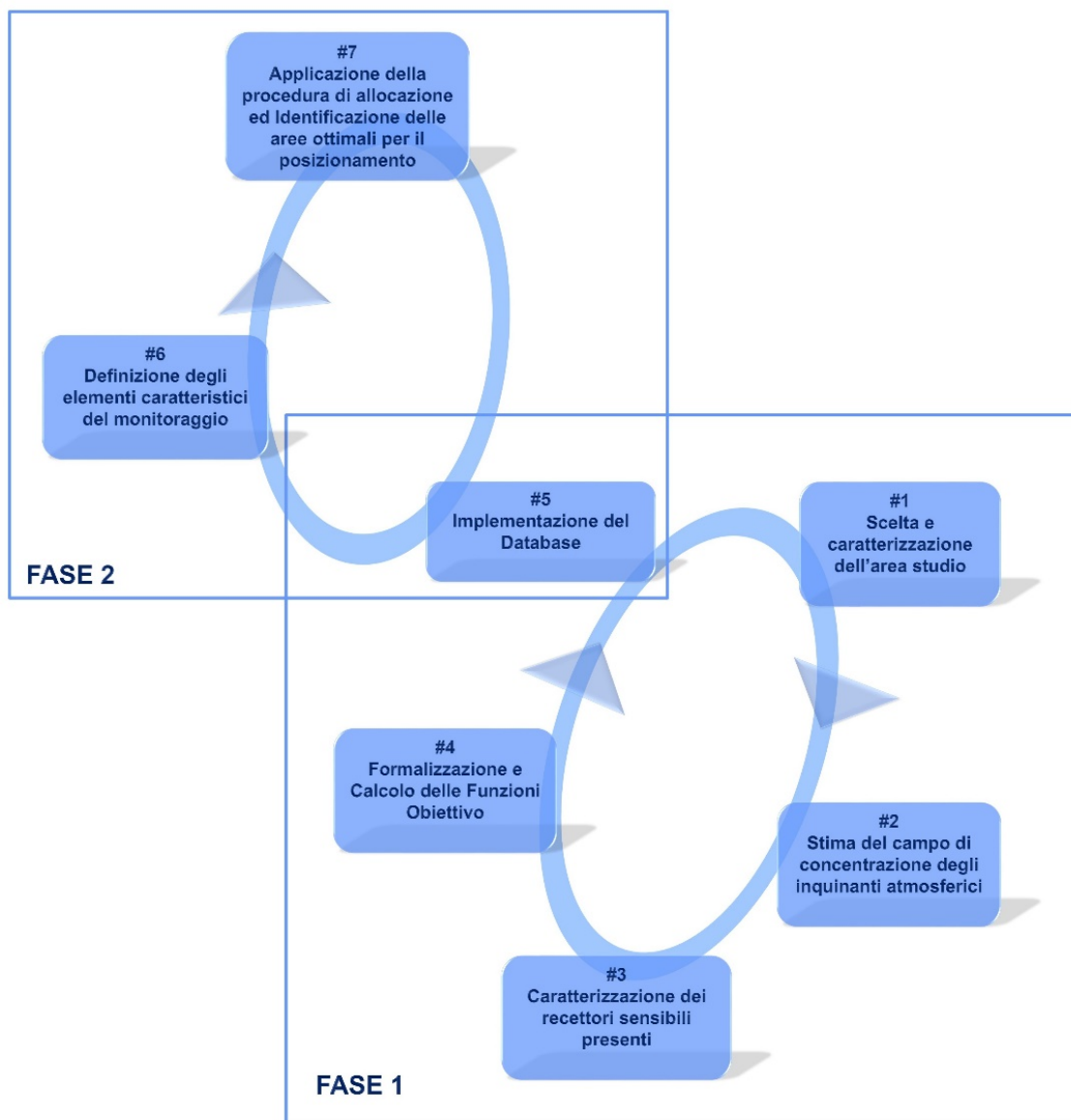


Figura 20: Approccio metodologico (Marinello et al., 2011).

I passaggi operativi identificati che costituiscono l'intero approccio metodologico proposto vengono descritti di seguito.

FASE 1

6.2.1. Scelta e caratterizzazione dell'area studio (#1)

Il primo passaggio che compone la metodologia consiste nell'identificazione dell'area specifica sulla quale progettare le attività di monitoraggio della qualità dell'aria. L'area selezionata dev'essere caratterizzata dal punto di vista degli aspetti fisici del territorio (es. morfologia, vicinanza alla costa, etc.), dei parametri meteo-climatici (definendo le principali caratteristiche del clima e della meteorologia che costituiscono elementi estremamente importanti nei processi di dispersione degli inquinanti atmosferici e di conseguenza sullo stato di qualità dell'aria), delle sorgenti emissive presenti (identificando le sorgenti che insistono sull'area selezionata e quantificando i relativi contributi in termini di emissioni di sostanze inquinanti) e dello stato della qualità dell'aria (identificando situazioni di inquinamento particolarmente elevato o aree con altre criticità specifiche).

6.2.2. Definizione del campo di concentrazione degli inquinanti atmosferici (#2)

La metodologia proposta, in accordo con le indicazioni fornite dalla letteratura scientifica, prevede come elemento fondamentale per l'identificazione dei siti ottimali per il posizionamento del laboratorio mobile la stima del campo di concentrazione degli inquinanti atmosferici che saranno oggetto del monitoraggio.

I campi di concentrazione degli inquinanti atmosferici si compongono del contributo di due elementi principali:

1. campo di concentrazione di fondo;
2. campo di concentrazione dovuto alla presenza di sorgenti locali.

La metodologia proposta prevede di stimare, per ciascun inquinante selezionato, il campo di concentrazione complessivo dovuto ad entrambi i contributi. La stima quantitativa degli inquinanti atmosferici viene realizzata attraverso diversi strumenti di modellistica numerica, senza prevedere in modo esplicito e vincolante l'utilizzo di uno strumento piuttosto che un altro. Il vincolo principale consiste nella risoluzione con cui lo strumento modellistico opera. Maggiore è la risoluzione spaziale e temporale dei campi di concentrazione stimati, migliore è l'accuratezza con cui l'approccio metodologico proposto identifica le aree ottimali per la campagne di misura.

Risultano disponibili numerose modalità di stima dei campi di concentrazione ad alta risoluzione, in particolare:

- **Elaborazione delle informazioni fornite dagli inventari delle emissioni:** questo approccio consente, partendo dalle informazioni contenute all'interno degli inventari

delle emissioni, di valutare come le sorgenti emissive presenti sul territorio insistono in termini di inquinanti atmosferici emessi (Lindley et al., 2000; Monforti et al., 2005; Samaali et al., 2007; Vecchiocattivi, 2007; ISPRA, 2012a). Questa valutazione, può essere condotta attraverso approcci di tipo top-down o di tipo bottom-up (descritti in seguito) e consente di valutare la pressione ambientale delle sorgenti emissive presenti (Regione Emilia-Romagna, 2007b). Le informazioni ottenute in questo modo possono rappresentare la base informativa essenziale all'utilizzo di modelli matematici di stima delle concentrazioni inquinanti (ANPA, 2001a; APAT, 2004).

- **Modelli matematici di simulazione della dispersione degli inquinanti atmosferici:** questi strumenti consentono, attraverso opportuni input (in particolare le sorgenti di emissioni, condizioni meteorologiche ed i recettori presenti sul territorio), di stimare le concentrazioni degli inquinanti atmosferici sull'intera area studio con la risoluzione desiderata (US-EPA, 1999a - 2003; Antoni, 2008).
- **Acquisizione dei dati telerilevati e fotointerpretazione:** consente di valutare la qualità dell'aria di aree vaste. Questo approccio, eventualmente accoppiato con i dati misurati a terra dalle centraline fisse di monitoraggio, consente di ottenere una rappresentazione dello stato di qualità dell'aria con risoluzioni anche molto elevate (Cirillo et al., 1998; Saisana et al., 2001; Hutchison, 2003-2004; Bonasoni et al., 2004; Engel-Cox et al., 2004; Al Saadi et al., 2005; Gupta et al., 2006; Holmes et al., 2006; Tian et al., 2006; Angelino et al., 2007; Davies et al., 2007; Sohrabinia et al., 2007; Ananasso, 2008; Boisgontier et al., 2008; Del Giudice et al., 2008; Georgoulas et al., 2008; Smaq, 2008; Di Nicolantonio et al., 2009; Minguzzi et al., 2011).

Le modalità di stima elencate possono essere accoppiate tra loro al fine di creare un sistema complesso di valutazione.

6.2.3. Caratterizzazione dei recettori sensibili considerati (#3)

Questo passaggio operativo consiste nell'identificazione e nella georeferenziazione dei recettori sensibili all'inquinamento atmosferico. I recettori considerati dalla metodologia sono i seguenti:

- popolazione residente esposta all'inquinamento outdoor;
- vegetazione ed ecosistemi sensibili;
- beni monumentali di particolare pregio.

Questo passaggio prevede che, in relazione all'area studio selezionata, i recettori sensibili presenti vengano individuati, distribuiti spazialmente sul territorio e caratterizzati dal punto di vista della vulnerabilità rispetto alle concentrazioni di sostanze inquinanti presenti.

Per ciascuno di questi recettori esistono studi e progetti specificatamente rivolti a valutare gli effetti che gli inquinanti atmosferici possono generare su ciascuno di essi se esposto all'inquinamento. Nella metodologia proposta, per la scelta degli inquinanti da analizzare e per valutarne gli effetti sono stati analizzate con particolare attenzione le indicazioni proposte dagli autori riportati nella Tabella 7.

Tabella 7: Principali studi analizzati per la valutazione degli effetti dell'inquinamento dell'aria sui recettori sensibili.

Recettore	Autore	
Popolazione	US-EPA, 1972	Ballestra et al., 2008
	US-EPA, 1992b	Denti, 2008
	US-EPA, 1999b	Baldacci et al., 2009
	WHO, 1999	Daresta et al., 2009
	IPCS Exposure Assessment Planning	Denti, 2009
	Workshop, 2001	Kumar, 2009a
	Forestiere, 2002	Marzulli, 2009
	ICP, 2004	ISPRA, 2009
	KTL, 2004a-b	Zou et al., 2009
	Biggeri et al., 2005	Garbero, 2010
	Builtjes, 2005	Regione Veneto, 2010
	Douros, 2005	US-EPA, 2010
	EC, 2005	ARPA Piemonte, 2011
	WHO, 2005	Jantunen et al., 2011
	Bell, 2006	Regione Emilia Romagna,
	Builtjes, 2006	2011c-d
	Douros, 2006	US-EPA, 2011
	Sokhi, 2006	Zhang et al., 2011
	Zhou et al., 2006	EEA, 2012
	Angelini et al., 2007	Ministero della Salute,
	Cuvelier et al., 2007	2012
	Denby, 2007	
Vegetazione/ecosistemi	Benkovitz, 1992	Builtjes, 2005
	ICP, 2004	Sokhi, 2006
	Percy et al., 2004	Regione Emilia-Romagna,
	WHO, 2004	2011c. Posch et al., 2011

Beni materiali	Lipfert, 1989	Samie, 2006
	ICP, 2004	Zanini et al., 2006
	Bonanni et al., 2006a-b	Sabbioni et al., 2007
	Brimblecombe et al., 2006	Screpanti et al., 2009
	Dalan, 2006	WHO, 2009
	Sabbioni et al., 2006	Bonazza, 2011

La vulnerabilità dei recettori sensibili all'inquinamento atmosferico viene tenuta in considerazione anche dalle normative di riferimento per la valutazione della qualità dell'aria. Infatti, i limiti di legge riferiti agli inquinanti atmosferici tengono conto degli studi condotti su ciascuna tipologia di recettore e degli effetti che ciascun inquinante può produrre su ciascuno di essi.

6.2.4. Formalizzazione e calcolo delle funzioni obiettivo (#4)

L'identificazione delle posizioni ottimali per realizzare la campagna di misura necessita della definizione di uno specifico criterio di posizionamento che rappresenta la modalità con la quale la scelta viene condotta. L'insieme dei dati raccolti ed elaborati dalle fasi precedenti (rappresentati dai campi di concentrazione degli inquinanti atmosferici e della georeferenziazione dei recettori sensibili) consentono di calcolare specifiche funzioni obiettivo che esprimono la formulazione matematica dei criteri di allocazione applicabili per il posizionamento degli strumenti di monitoraggio.

Questo passaggio prevede il calcolo di tutte le funzioni obiettivo considerate nello studio. La selezione di una specifica funzione obiettivo per la progettazione della campagna di misura avviene durante la Fase 2.

6.2.5. Implementazione del database (#5)

I dati raccolti ed elaborati durante l'intera Fase 1 (campi di concentrazione degli inquinanti atmosferici e valori delle diverse funzioni obiettivo) vengono inseriti in un database strutturato che rende facilmente utilizzabili tutti questi valori numerici. Il database rappresenta dunque la sintesi dell'intera Fase 1 e costituisce l'elemento portante della successiva Fase 2 poiché fonte delle informazioni necessarie per l'applicazione dell'algoritmo di allocazione degli strumenti di misura utilizzati durante le campagne di monitoraggio.

FASE 2

6.2.6. Definizione degli elementi caratteristici del monitoraggio (#6)

Il monitoraggio attraverso strumenti mobili presenta l'importante vantaggio di misurare i livelli di inquinamento atmosferico in diversi punti del territorio coprendo anche le aree dove non sono presenti stazioni fisse di rilevamento. Altro fondamentale vantaggio che gli strumenti mobili consentono di ottenere è rappresentato dalla possibilità di variare gli obiettivi che il campionamento condotto mira a realizzare tra una campagna e l'altra (ad esempio in termini di inquinanti analizzati, sorgenti emissive considerate, recettori sensibili potenzialmente esposti, etc.). Gli elementi caratteristici del monitoraggio sono perciò rappresentativi di ciascuna campagna di monitoraggio e sono i fattori che costituiscono il modello per la selezione dei punti ritenuti ottimali per il posizionamento degli strumenti di misura. Tali elementi, riportati di seguito, devono essere definiti a priori rispetto all'applicazione della procedura di allocazione degli strumenti di monitoraggio:

Recettore sensibile: la metodologia prevede la possibilità di selezionare per il monitoraggio solamente la aree in cui sono presenti determinati recettori sensibili esposti all'inquinamento atmosferico. Nella metodologia sviluppata, i recettori sensibili considerati sono: popolazione residente, vegetazione ed ecosistemi vulnerabili, beni monumentali di particolare pregio.

Dominio spaziale: rispetto all'intera area studio, il monitoraggio può essere rivolto ad una o più aree specifiche poste all'interno dell'area studio (es. un insieme di comuni, un quartiere, un'area urbana, etc.). Questo elemento consente di circoscrivere il dominio sul quale individuare l'area ottimale per il posizionamento degli strumenti di misura. Nel presente studio, i domini spaziali considerati sono: intero territorio provinciale, unioni di comuni, comuni.

Dominio temporale: solitamente, le campagne di misura con strumenti mobili hanno la durata di circa 4 settimane. L'approccio proposto nella presente metodologia prevede le seguenti possibilità di scelta come dominio temporale per l'attività di monitoraggio: 1 singolo mese solare; l'intera annualità composta dai 12 mesi solari; la stagione estiva; la stagione invernale.

Tipologia di inquinamento presente: in questo caso vengono selezionati specifici inquinanti che possono rappresentare oggetto prioritario di monitoraggio durante una specifica campagna, oppure gruppi di inquinanti (es. inquinanti di origine secondaria).

Tipologia di area da campionare: possono essere selezionate aree con particolari destinazioni d'uso nel caso in cui il monitoraggio risulti orientato alla valutazione di determinate sorgenti di pressione o nel caso di valutazioni di inquinamento di fondo. Nella metodologia

sviluppata, l'intera area studio è stata suddivisa sulla base delle seguenti destinazioni d'uso (EEA, 2007; Direttiva 2008/50/EC; D.Lgs 155/2010; AirBase database¹⁴):

- Aree di traffico: ubicate in posizione tale che il livello di inquinamento sia influenzato prevalentemente da emissioni da traffico, provenienti da strade limitrofe con intensità di traffico medio-alta (nel caso studio, per la classificazione delle aree di traffico, è stata considerata una distanza massima dalla carreggiata di circa 10 metri).
- Aree industriali: ubicate in posizione tale che il livello di inquinamento sia influenzato prevalentemente da fonti di tipo industriale (nel caso studio sono state considerate le zone industriali identificate dal Corine Land Cover 2006¹⁵ (EEA, 2007) ed aree immediatamente adiacenti alle stesse entro un raggio di circa 100 metri.
- Zone di fondo: ubicate in posizione tale che il livello di inquinamento non sia influenzato prevalentemente da specifiche fonti (industrie, traffico, riscaldamento residenziale, ecc.) ma dal contributo integrato di tutte le fonti poste sopravento alla stazione rispetto alle direzioni predominanti dei venti nel sito.
- Zone di fondo urbano: coincidenti con parchi e giardini posti all'interno di aree edificate.
- Zone di fondo urbano-residenziale: aree edificate in continuo o almeno in modo predominante.
- Zone di fondo sub-urbano: aree largamente edificate in cui sono presenti sia zone edificate che zone non urbanizzate.
- Zone di fondo rurale: contesti non urbani e non suburbani. Se è localizzato a una distanza maggiore di 50 km dalle fonti di emissioni l'area è definita come rurale remota.

Criterio per il posizionamento e formulazione della funzione obiettivo: l'ultimo elemento necessario alla selezione dell'area ottimale per il posizionamento degli strumenti di misura è rappresentato dalla scelta del criterio di posizionamento e della sua formulazione come funzione obiettivo.

¹⁴ <http://acm.eionet.europa.eu/databases/airbase/>

¹⁵ *Il progetto Corine Land Cover (CLC) è nato a livello europeo specificamente per il rilevamento e il monitoraggio delle caratteristiche di copertura e uso del territorio, con particolare attenzione alle esigenze di tutela ambientale. La copertura Corine Land Cover rappresenta uno strato informativo di base per lo sviluppo di applicazioni di modellistica e di analisi spaziale su base GIS finalizzati alla derivazione di informazioni complesse utili a supportare le scelte dei decision maker a livello Europeo e nazionale.*

6.2.7. Applicazione dell'algoritmo di allocazione e identificazione delle aree ottimali per il posizionamento (#7)

Il passaggio conclusivo della metodologia è rappresentato dall'applicazione dell'algoritmo di allocazione che consente di identificare, utilizzando le informazioni ottenute con i passaggi precedenti, le aree ottimali per il posizionamento degli strumenti di monitoraggio. L'algoritmo di allocazione si compone di una serie di passaggi operativi di selezione dei dati contenuti all'interno del database, in funzione degli elementi caratteristici della campagna di monitoraggio identificati nel passaggio precedente.

In questo modo, risulta possibile identificare le aree ritenute maggiormente idonee per il posizionamento degli strumenti di monitoraggio che estremizzano la funzione obiettivo rappresentativa del criterio per il posizionamento selezionato. Le aree identificate vengono presentate in ordine crescente (o decrescente) basato sui valori assunti dal criterio di posizionamento rappresentato dalla corrispondente funzione obiettivo.

CAPITOLO 7. APPLICAZIONE DELLA METODOLOGIA AL CASO STUDIO SELEZIONATO – LA PROVINCIA DI RAVENNA

7.1. DEFINIZIONE DEL CAMPO DI CONCENTRAZIONE DEGLI INQUINANTI ATMOSFERICI PER L'AREA STUDIO SELEZIONATA - INVENTARI DELLE EMISSIONI E MODELLISTICA NUMERICA

La metodologia sviluppata, in accordo con le indicazioni fornite dalla letteratura scientifica, prevede, come passaggio iniziale, la stima del campo di concentrazione per diversi inquinanti atmosferici. Nel presente studio, gli inquinanti analizzati (riportati nella Tabella 8), sono stati selezionati sulla base dei seguenti criteri:

- indicazioni normative;
- inquinanti abitualmente monitorati in relazione alla definizione dello stato di qualità dell'aria;
- inquinanti maggiormente critici in relazione ai possibili recettori sensibili esposti.

Tabella 8: Inquinanti selezionati e relativi recettori sensibili.

Recettore/inquinante	NO ₂	NO _x	CO	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2.5}	O ₃	HNO ₃
Popolazione	X		X	X	X	X	X	
Vegetazione/ecosistemi	X	X	X	X	X	X	X	
Beni materiali				X	X			X

Come definito in precedenza, il campo di concentrazione degli inquinanti atmosferici si compone del contributo di due elementi: le concentrazioni di fondo ed il contributo alle concentrazioni dovuto alla presenza di sorgenti locali.

In relazione all'area studio, questi due contributi sono stati quantificati attraverso le modalità sintetizzate nella tabella seguente.

Tabella 9: Stima dei contributi alle concentrazioni per tutti gli inquinanti selezionati.

Inquinante/approccio di stima	Concentrazioni di fondo	Concentrazioni dovute al contributo delle sorgenti locali
NO ₂	Modello PESCO	Modello ADMS-URBAN
NO _x	Modello PESCO	Modello ADMS-URBAN
CO	il fondo è stato calcolato come media dei valori di concentrazione misurati dalla corrispondente	Modello ADMS-URBAN

	centralina di monitoraggio durante le 8 ore precedenti (Righi et al., 2009).	
SO ₂	Il valore di fondo è stato imposto uguale a 5 µg/m ³	Modello ADMS-URBAN
PM ₁₀	Modello PESCO	Modello ADMS-URBAN
PM _{2.5}	Modello PESCO	
O ₃	Modello PESCO	
HNO ₃	Stima attraverso formulazione specifica partendo dalle concentrazioni di altri inquinanti	

7.1.1. Concentrazioni di fondo degli inquinanti atmosferici

Come precedentemente spiegato, il modello PESCO è stato utilizzato per la definizione dei campi di concentrazione di fondo di alcuni degli inquinanti utilizzati nel presente studio.

I principali punti di forza e di debolezza del modello vengono riportati nella tabella seguente.

Tabella 10: Principali punti di forza e di debolezza del modello PESCO.

Punti di forza	Punti di debolezza
Quotidianamente disponibile sull'intero territorio regionale	Opera con una risoluzione di 1 km ² che non risulta del tutto adatta ai fini del presente studio
Il modello viene tarato con i dati misurati dalle centraline delle rete di monitoraggio della qualità dell'aria	Non è rappresentativo delle situazioni di inquinamento locali e circoscritte
Fornisce indicazioni relative agli inquinanti che attualmente presentano le maggiori criticità in relazione ai territori selezionati come area studio	

A scopo esemplificativo, nelle figure seguenti vengono riportati i valori medi mensili per ciascun inquinante in relazione all'intero dominio di studio (la risoluzione del modello PESCO è di 1 km²) e due stralci rappresentativi dell'area urbana di Ravenna.

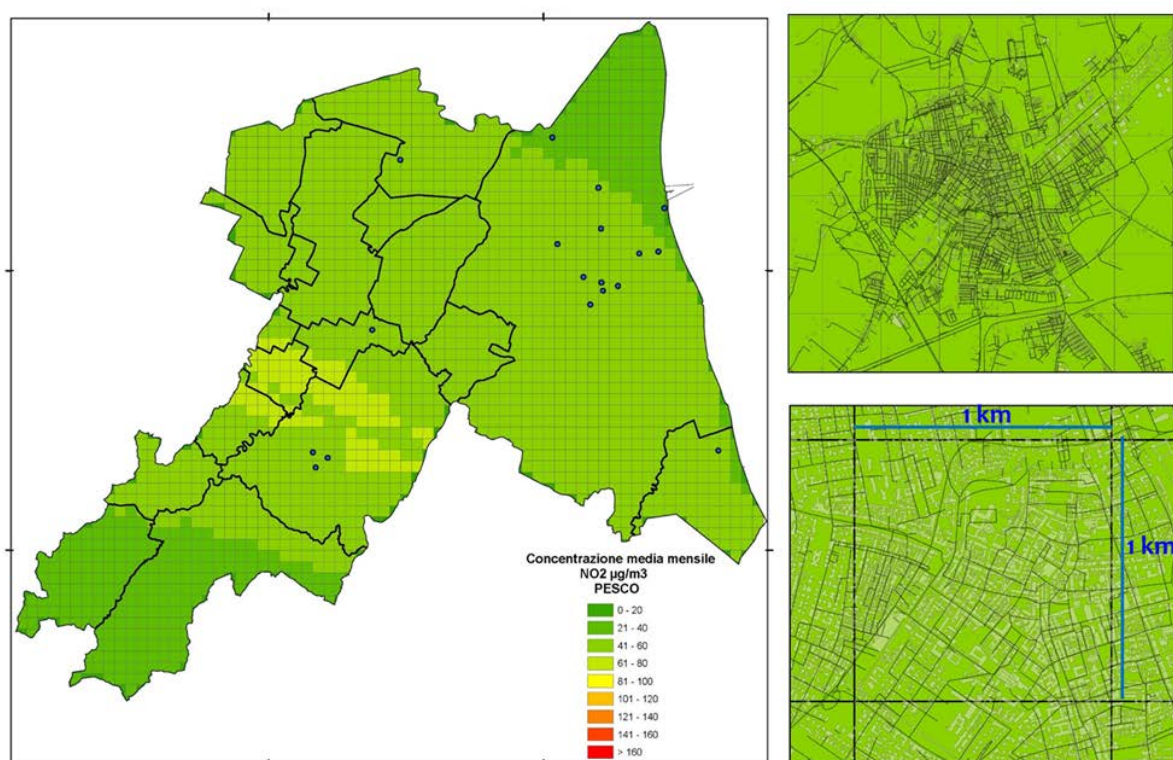


Figura 21: Concentrazioni medie mensili (su base oraria) per gli NO₂ – mese di gennaio.

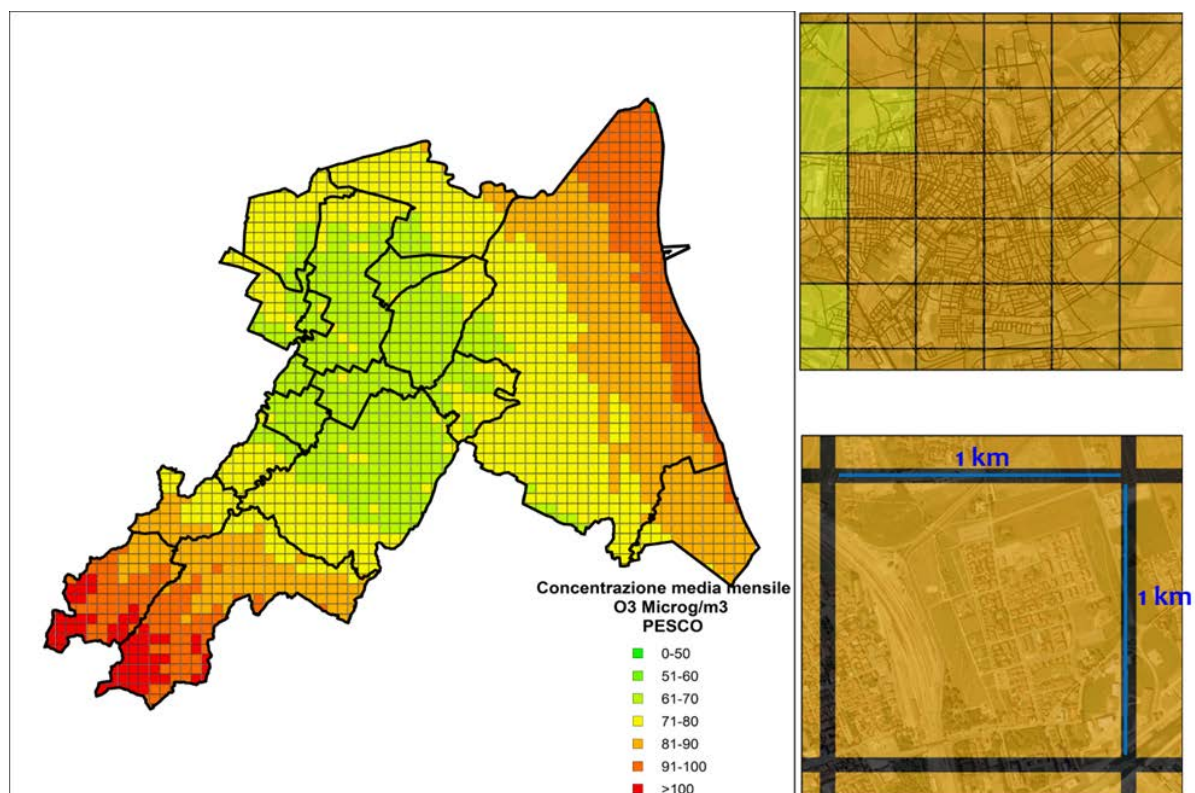


Figura 22: Concentrazioni medie mensili (su base oraria) per l'O₃ – mese di gennaio.

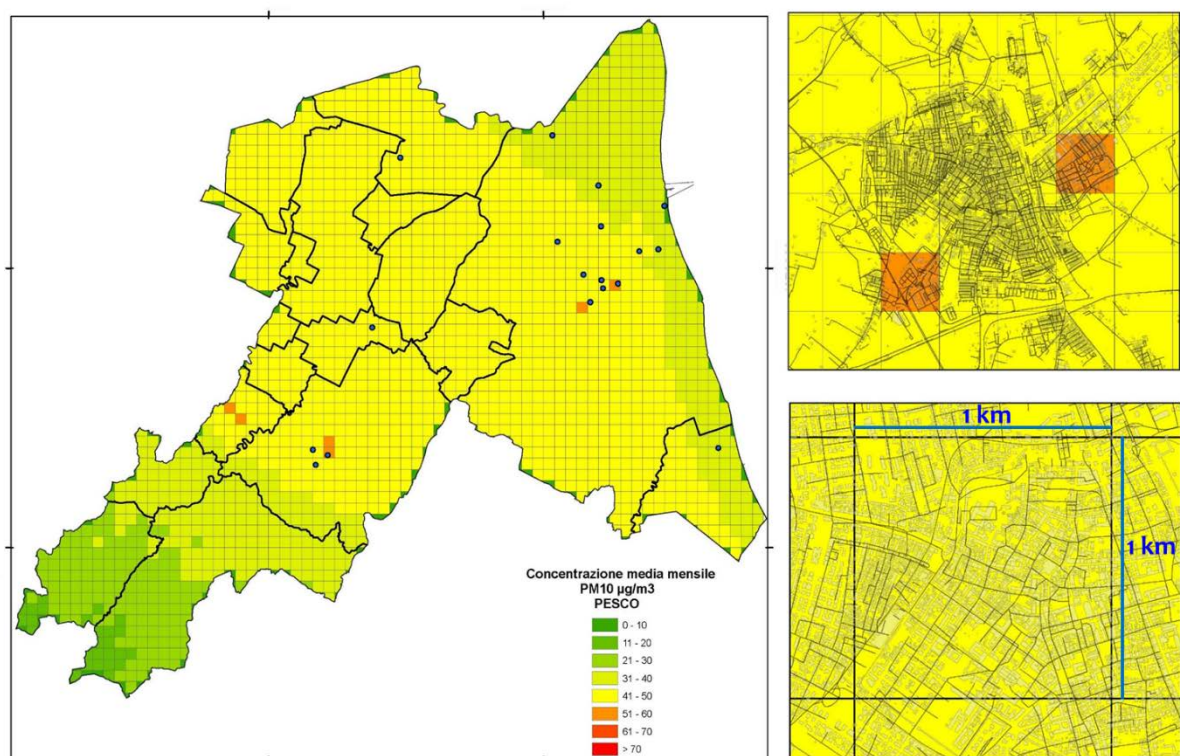


Figura 23: Concentrazioni medie mensili (su base giornaliera) per il PM_{10} – mese di gennaio.

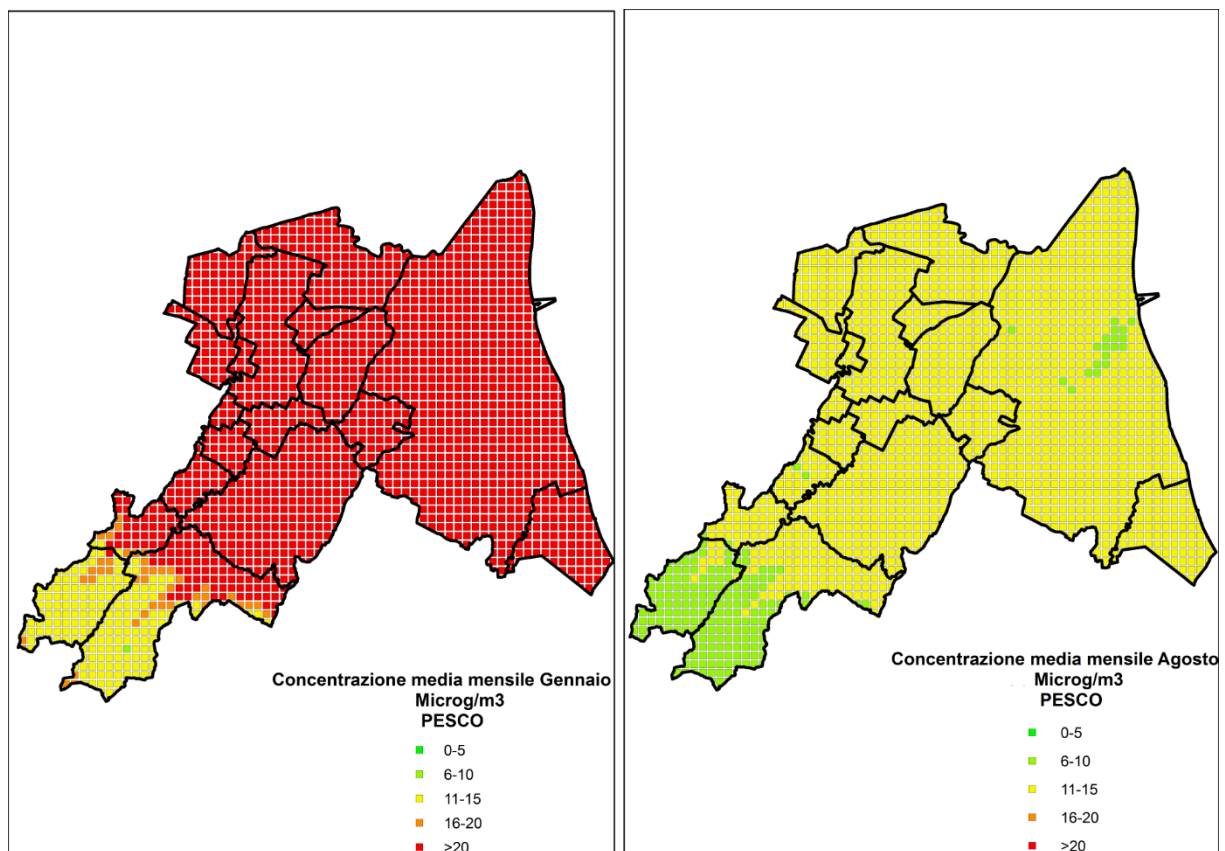


Figura 24: Concentrazioni medie mensili (su base giornaliera) per il $\text{PM}_{2.5}$ – mesi di gennaio ed agosto.

I risultati ottenuti attraverso le elaborazioni condotte dal modello PESCO, parzialmente riportati nelle figure precedenti, consentono di evidenziare alcuni dei punti di forza e di debolezza dello strumento di stima identificati nella Tabella 10.

Infatti, il modello PESCO fornisce dati orari e giornalieri relativi alle concentrazioni inquinanti per l'intero territorio di indagine. Questi dati possono essere elaborati, ottenendo le concentrazioni medie per i periodi di tempo necessari allo studio (es. mensili, stagionali, annui, etc.). Inoltre, gli inquinanti considerati sono quelli che attualmente risultano maggiormente critici in relazione allo stato di qualità dell'aria.

Per lo studio oggetto del presente lavoro, come risulta evidente dalle figure riportate, il modello non è in grado di fornire indicazioni ad alta risoluzione spaziale relative a situazioni particolari di inquinamento e/o a determinate aree del territorio. Operando ad una risoluzione di 1 km², i risultati del modello costituiscono un'importante base informativa in relazione all'inquinamento atmosferico di fondo, ma non risultano sufficienti per identificare i punti ottimali per il monitoraggio della qualità dell'aria in quanto risultano mancanti i contributi emissivi locali.

7.1.2. Contributo delle sorgenti locali alle concentrazioni di sostanze inquinanti

Come precedentemente spiegato, il contributo della sorgenti locali ai campi di concentrazione dei diversi inquinanti è stato stimato attraverso l'applicazione del modello ADMS-URBAN. Per l'applicazione del modello ADMS-URBAN al caso studio è stato necessario effettuare una procedura di disaggregazione degli inventari di emissione al fine di ottenere tutte le informazioni necessarie alla realizzazione dei file di input necessari ad applicare il modello di dispersione.

7.1.2.1. Disaggregazione degli inventari delle emissioni ad alta risoluzione

Gli inventari di emissione rappresentano importanti fonti di informazioni (aggregate ad una specifica scala spaziale) relative alle sorgenti emissive ed alle relative pressioni ambientali (ANPA, 1999; Elbir et al., 2004; Lucon et al., 2005; Angelino et al., 2006).

Nel presente studio, l'inventario delle emissioni utilizzato come informazione aggiuntiva sulle pressioni ambientali responsabili dell'inquinamento atmosferico sul territorio provinciale è rappresentato dall'inventario comunale INEMAR. Tale inventario quantifica le emissioni totali a livello provinciale, disaggregate per ciascun comune e suddivise per gli 11 macrosettori che compongono l'inventario.

In relazione all'area studio analizzata, gli inquinanti selezionati per la disaggregazione sono: NO_x, CO, SO_x e PM₁₀.

Degli 11 macrosettori che costituiscono l'inventario, solo alcuni sono stati selezionati per la disaggregazione delle emissioni considerando, per ciascun inquinante, il relativo apporto

percentuale alle emissioni complessive. In questo modo, i macrosettori selezionati e riportati nella Tabella 11, consentono di rappresentare oltre l'80% delle emissioni complessive provinciali per ciascun inquinante selezionato. I macrosettori selezionati rappresentano sorgenti emissive di tipo puntuale (macrosettore 1, 3, 4), areale (macrosettore 2) e lineare (macrosettore 7). Le sorgenti afferenti ai macrosettori 1, 3, e 4 sono state accorpate e considerate come un unico macrosettore in quanto rappresentative dell'intero settore industriale e rappresentate da sole sorgenti di tipo puntuale.

Tabella 11: Macrosettori selezionati per la disaggregazione delle emissioni e relativo contributo percentuale rispetto al totale delle emissioni provinciali (%).

Macrosettore	Contributo percentuale alle emissioni provinciali			
	NO _x (%)	CO (%)	SO _x (%)	PM ₁₀ (%)
M1: Produzione energia				
M3: Combustione nell'industria	36	3	80	48
M4: Processi produttivi				
M2: Combustione non industriale	5	39	2	15
M7: Trasporto su strada	42	48	1	18
Complessivo				
M1+M2+M3+M4+M7 (%)	84	90	83	81

Le emissioni comunali considerate nello studio per i soli macrosettori considerati vengono riportate nella Tabella 12 e nella Figura 25, nella Figura 26 e nella Figura 27.

Tabella 12: Emissioni totali a livello comunale per i Macrosettori 1, 2, 3, 4, 7 (t/a).

Comune	NO _x (t/a)	CO (t/a)	SO _x (t/a)	PM ₁₀ (t/a)
Alfonsine	174	394	5	24
Bagnacavallo	355	737	10	48
Bagnara di Romagna	20	78	1	4.5
Brisighella	108	509	5	31
Casola Valsenio	105	232	11	16
Castel Bolognese	203	314	150	129
Cervia	178	481	4	18
Conselice	144	337	4	48
Cotignola	221	347	12	32
Faenza	2800	2118	411	232
Fusignano	74	247	4	15

Lugo	434	1044	22	63
Massa Lombarda	137	261	5	29
Ravenna	7385	4132	3646	977
Riolo Terme	38	218	3	12
Russi	367	430	132	36
Sant'agata sul Santerno	84.4	88	7	7.4
Solarolo	488	351	5	34
Totale provinciale	13318	12322	4437	1756

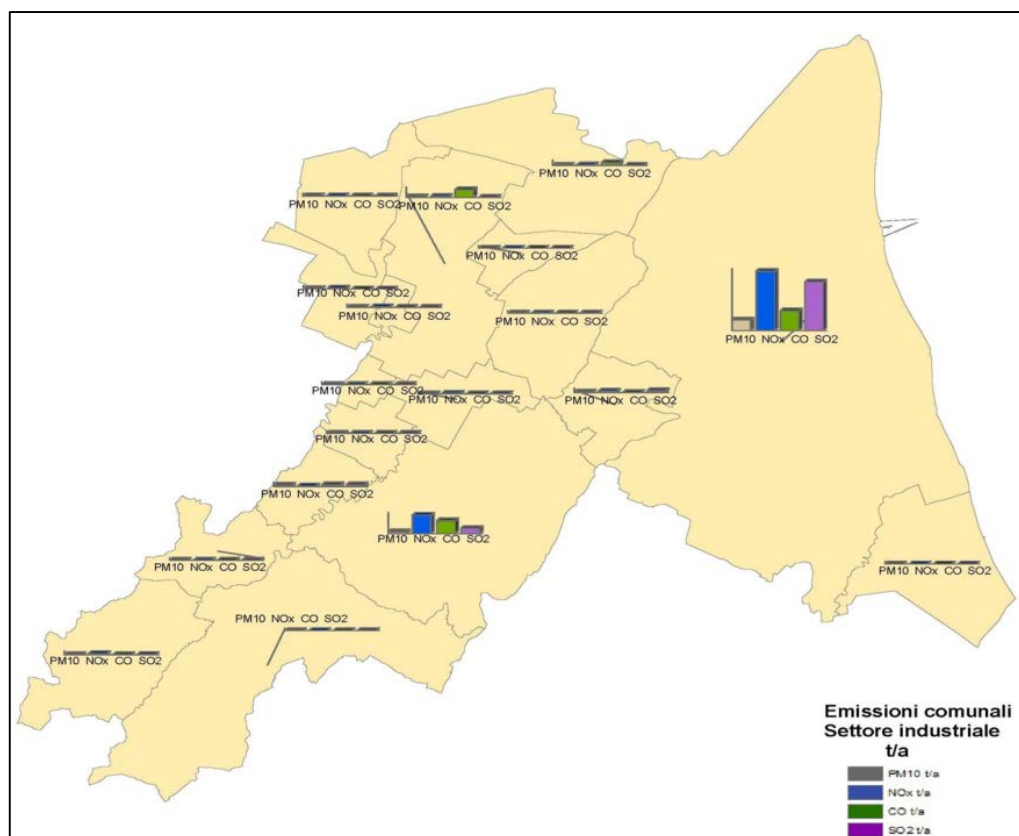


Figura 25: Emissioni comunali aggregate per i Macrosettori 1, 3, 4 (t/a) (Inventario INEMAR).

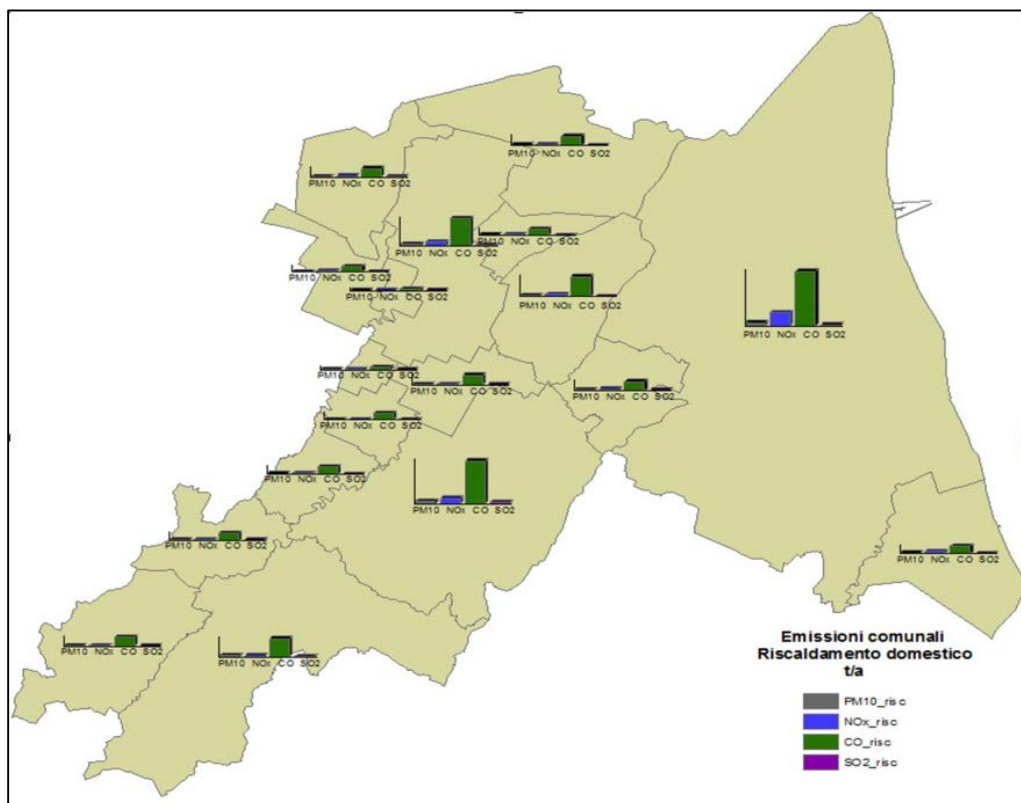


Figura 26: Emissioni comunali aggregate per il Macrosettore 2 (t/a) (Inventario INEMAR).

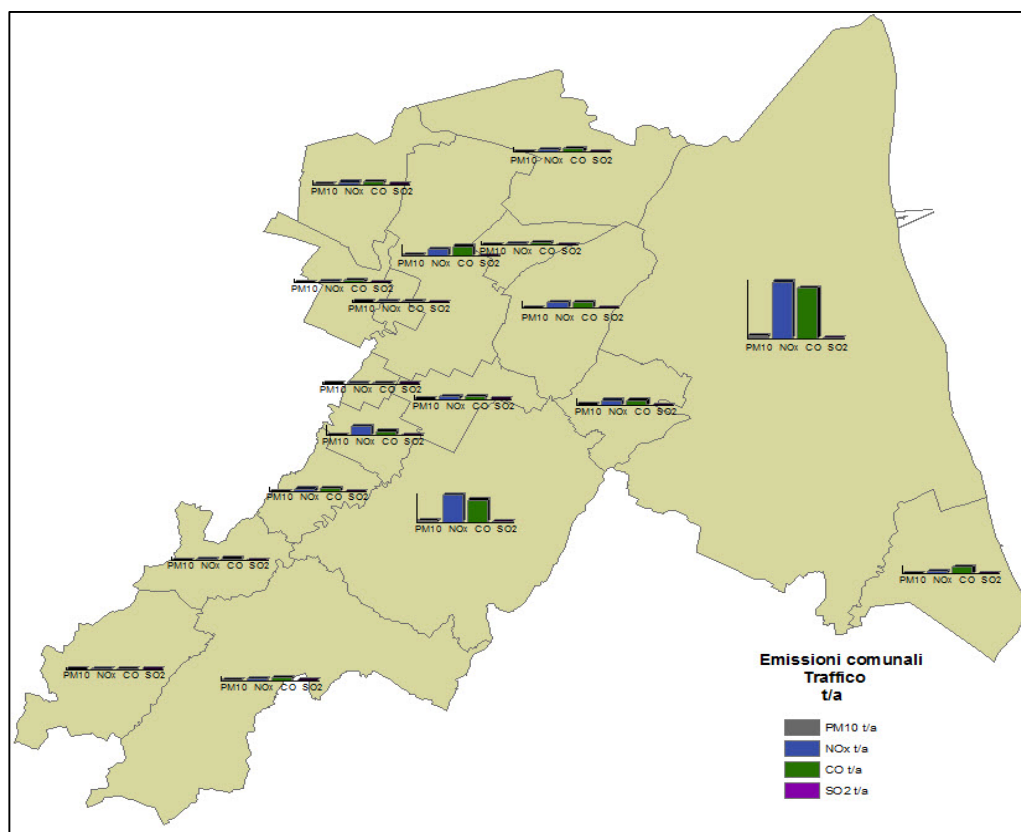


Figura 27: Emissioni comunali aggregate per il Macrosettore 7 (t/a) (Inventario INEMAR).

Le emissioni comunali sono state disaggregate spazialmente applicando una griglia regolare di 100x100 m². In questo modo, a ciascuna cella che costituisce il grigliato risulta possibile assegnare la corrispondente quota di emissione per i macrosettori 1, 2, 3, 4, 7.

Per la disaggregazione delle emissioni sono stati analizzati gli approcci comunemente adottati (e presentati in letteratura), con particolare attenzione all'individuazione delle variabili *proxy* maggiormente utilizzate e delle relative performance che queste consentono di ottenere.

Nella Tabella 13 vengono riportati alcuni studi descritti in letteratura, i macrosettori emissivi considerati nel processo di disaggregazione e le relative variabili *proxy* applicate.

Tabella 13: Principali approcci per la disaggregazione delle emissioni atmosferiche.

Studio	Macrosettore considerato	Proxy utilizzata
Apat, 2004	M1	Emissioni dichiarate di NOx
	M2	Vendita provinciale di combustibile
	M3 e M4	Numero di addetti e loro distribuzione spaziale
	M7	Popolazione residente
Bultrini et al., 2007	M3 e M4	Numero di addetti
Bultrini et al., 2007	M7	Consumi di combustibile e densità di popolazione
Cesi, 2005	M1, M3, M4	Numero di addetti
	M2	Popolazione residente / Numero di edifici
	M7	Composizione del parco veicoli immatricolato / rete stradale
deEicker et al., 2008	M7	Consumi di combustibile
Ispra, 2011a	M7	Popolazione residente / lunghezza strade / circolazione veicoli su strada / flotta veicolare / valore aggiunto
Liburdi et al., 2008	M7	Popolazione residente / lunghezza strade / indicatore economico
Loibl et al., 2001	M1	Numero di addetti
	M2	Consumo di combustibile
	M7	Popolazione residente / Traffico
Maes et al., 2009	M2	Densità popolazione / Uso del suolo
Righi et al., 2013	M2	Popolazione residente / Volumetria edifici / Popolazione&Volumetria

Saide et al., 2009	M7	Rete stradale / Conteggi traffico / Velocità veicoli / Capacità della strada
Saija et al., 2002	M7	Popolazione residente / lunghezza strade
Shu et al., 2011	M7	Popolazione residente / aree urbane / lunghezza strade
Tuia et al., 2007	M7	Tipologia area / Densità popolazione / Rete stradale
Vienneau et al., 2009	M7	Densità popolazione / Densità strade / Uso del suolo / Statistiche del traffico

Sulla base alle esperienze descritte e tenendo in considerazione la necessità di sviluppare una metodologia semplice, replicabile e versatile, l'approccio implementato (e descritto nel presente studio) per la disaggregazione delle emissioni ha permesso di individuare alcune variabili *proxy* di riferimento alle quali ne sono state aggiunte altre specificatamente sviluppate ed analizzate durante questo studio (Tabella 14).

Tabella 14: Variabili *Proxy* applicate ai macrosettori analizzati nello studio.

Macrosettore	Variabile <i>proxy</i> applicata
M1, 3, 4: Produzione energia, Combustione nell'industria, Processi produttivi	Emissioni autorizzate ridotte
M2: Combustione non industriale	Popolazione residente Volumetria degli edifici Combinazione delle variabili Popolazione residente e Volumetria degli edifici
M7: Trasporto su strada	Tipologia di arco stradale

Le variabili *proxy* selezionate sono state applicate al comune di Ravenna ed i risultati ottenuti sono stati verificati con i dati provenienti da misurazioni puntuali realizzate sul territorio. In questo modo, l'approccio sviluppato è stato:

- applicato ad un caso studio;
- validato al fine di renderlo applicabile anche agli altri comuni dell'area studio.

La descrizione delle variabili *proxy* selezionate per la disaggregazione ed i risultati conseguiti per ciascun macrosettore analizzato vengono riportati di seguito.

Settore industriale (M1, M3 e M4)

Per il settore industriale, che comprende il contributo dei macrosettori 1, 3 e 4, la variabile proxy utilizzata è rappresentata dalle “Emissioni autorizzate ridotte”.

Questa variabile esprime le emissioni inquinanti connesse alle attività industriali (Bona et al., 1993; ISPRA, 2011d). In riferimento all'area studio, la caratterizzazione delle sorgenti industriali è rappresentata dal database “*Gestione Informatica Emissioni, Controlli Autocontrolli*” (G.I.E.C.A.) implementato da ARPA sezione provinciale di Ravenna, contenente tutte le anagrafiche delle aziende soggette ad autorizzazione esplicita, corredate dalle informazioni relative a:

- aziende e unità locali;
- autorizzazione;
- tipo di attività (id.Codice SNAP97);
- caratteristiche dei camini autorizzati;
- emissioni autorizzate;
- controlli/autocontrolli effettuati.

L'emissione autorizzata esprime la quantità massima consentita di inquinante immessa in atmosfera su base annua in riferimento a ciascun camino industriale. Poiché, difficilmente l'impianto industriale raggiungerà i quantitativi di emissione autorizzati, per ciascuna sorgente puntuale vengono calcolati dei fattori di riduzione specifici per ciascun inquinante che, applicati all'emissione autorizzata, consentono di quantificare le relative emissioni ridotte.

L'emissione ridotta per ciascun camino industriale viene stimata attraverso l'applicazione all'emissione autorizzata di un opportuno fattore di riduzione (FR) secondo la seguente relazione:

$$E_{ij_rid} \text{ (t/anno)} = E_{ij_aut} * FR_{Eij}$$

dove:

E_{ij_rid} = Emissione ridotta dell'inquinante i -esimo del camino j -esimo;

E_{ij_aut} = Emissione autorizzata dell'inquinante i -esimo del camino j -esimo;

FR_{Eij} = Fattore di riduzione dell'inquinante i -esimo del camino j -esimo (parametro adimensionale con valori compresi tra 0 e 1).

I fattori di riduzione (FR), per alcuni impianti considerati nello studio, sono stati calcolati sulla base delle misure delle emissioni condotti da ARPA o dal gestore dell'impianto (attraverso autocontrolli) come il massimo risultato ottenuto dalla seguente relazione:

$$FR_{Ei,j} = \text{Flusso Massimo Misurato} / \text{Flusso Massimo Autorizzato}$$

Qualora, per alcuni camini industriali, non risultino disponibili i fattori di riduzione calcolati attraverso la precedente relazione, sono stati applicati i fattori di riduzione utilizzati per la redazione dell'inventario delle emissioni INEMAR calcolati in modo analogo a quanto rappresentato dall'equazione precedente, ma generalizzati per i diversi settori industriali (Tabella 15). In questo modo, per ciascun camino industriale e per ciascun inquinante emesso risultano disponibili i relativi fattori di riduzione e di conseguenza le relative emissioni ridotte.

Tabella 15: Fattori di riduzione delle emissioni autorizzate (Regione Emilia-Romagna, 2007a).

Settore	SO _x	NO _x	CO	PM
030100 - Combustione nelle caldaie, turbine, motori a combustione interna	0,5	0,7	0,3	0,7
030300 - Processi di combustione con contatto	0,5	0,2	0,3	0,5
030319 – Laterizi Piastrelle	0,5	0,2	0,3	0,9
030320 – Materiale di ceramica fine	0,5	0,2	0,3	0,5
040100 - Processi nell'industria petrolifera	0,8	0,4	1,0	1,0
040200 - Processi nelle industrie di ferro, acciaio, miniere di carbone	0,2	0,1	0,8	0,4
040300 - Processi nelle industrie di metalli non ferrosi	0,1	0,5	0,3	0,3
040400 - Processi nelle industrie chimiche inorganiche	0,5	0,6	0,9	0,6
040500 - Processi nelle industrie chimiche organiche	0,3	0,2	0,2	0,3
040600 - Processi nell'industria di legno, pasta per carta, alimenti, bevande, altro	0,1	0,2	0,5	0,5
040625 – Laterizi e ceramiche, macinazione, pressatura, smaltatura e altro	0,1	0,2	0,5	0,3

La figura seguente riporta la distribuzione spaziale delle sorgenti industriali considerate relative all'intero territorio provinciale, evidenziando una densità elevata in corrispondenza della zona industriale di Ravenna. In relazione a quest'area, nella Figura 29 vengono riportate le emissioni autorizzate ridotte utilizzate come variabile *proxy* per questo settore emissivo.

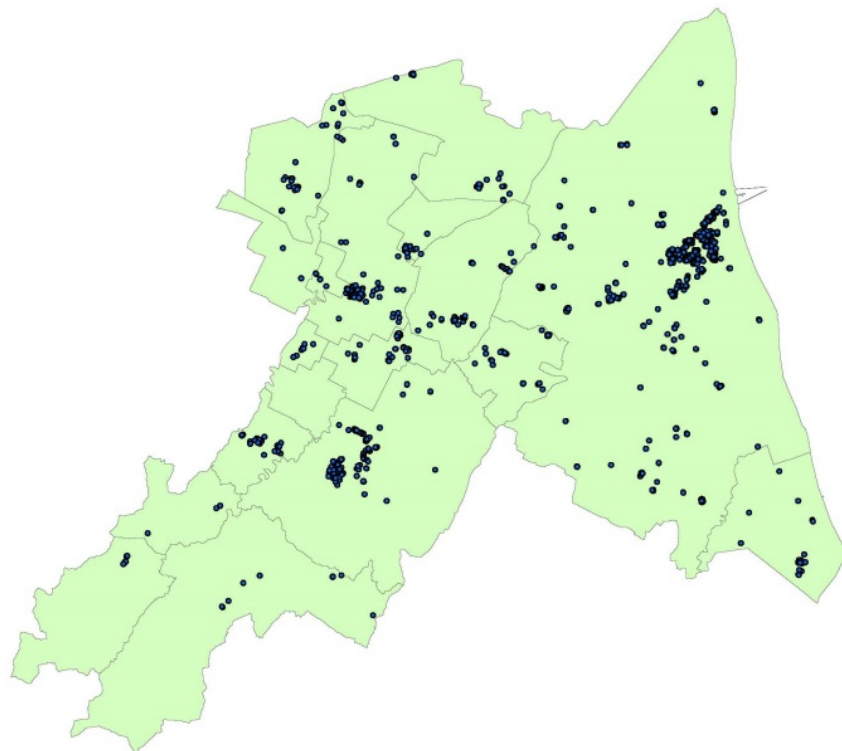
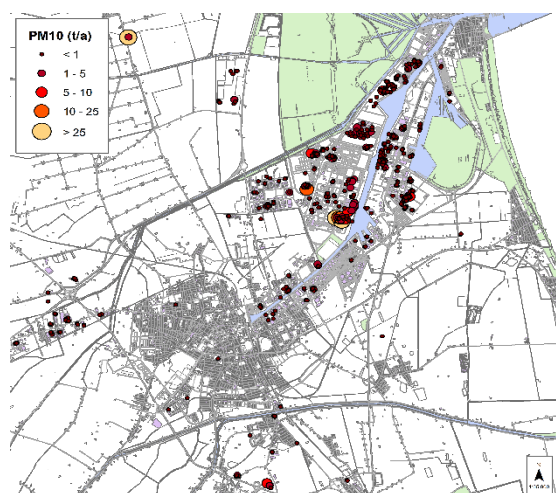
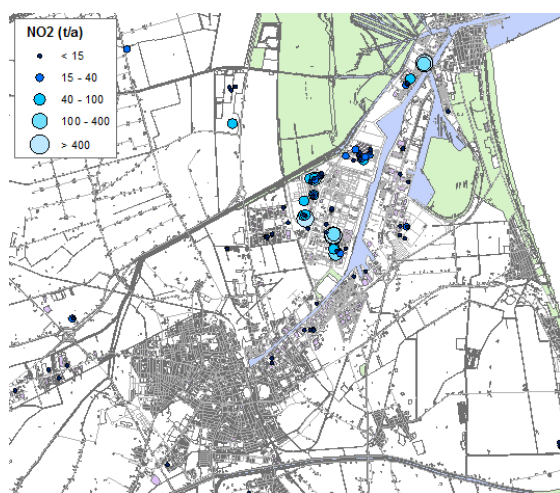


Figura 28: Distribuzione spaziale delle sorgenti industriali afferenti al macrosettore 1, 3, 4.



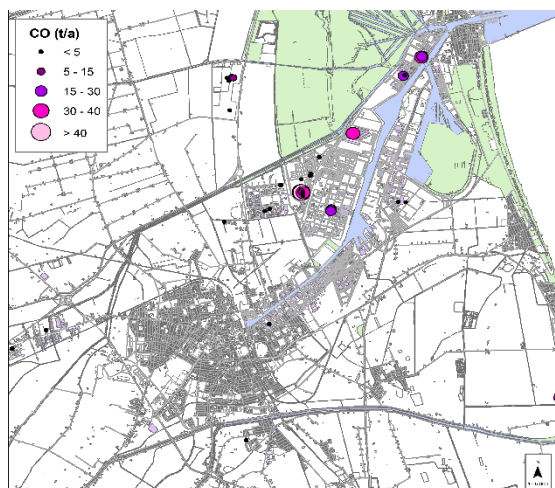


Figura 29: Emissioni industriali presenti nell'area industriale di Ravenna.

Settore domestico (M2)

Le emissioni inquinanti imputate al settore domestico, inteso come combustione non industriale, sono state disaggregate attraverso l'applicazione delle variabili *proxy* "Popolazione residente", "Volumetria degli edifici" e "Combinazione Popolazione&Volumetria".

La **popolazione residente** rappresenta una delle variabili *proxy* maggiormente utilizzate per la disaggregazione delle emissioni relative alla "Combustione non industriale" (macrosettore 2), in quanto ritenuta un buon indicatore delle pressioni ambientali connesse al riscaldamento domestico. Anche la letteratura scientifica (Tabella 13) riconosce ampiamente l'utilizzo della popolazione residente quale variabile surrogato per la disaggregazione delle emissioni atmosferiche imputabili al macrosettore 2, in quanto rappresentativa di "dove" si genera la combustione ai fini termici.

Nel presente studio, le informazioni relative alla popolazione residente sono state ricavate dai censimenti condotti dall'ISTAT (Istituto nazionale di statistica). In questo modo, è stato possibile disporre delle informazioni relative al numero di persone residenti all'interno di ciascuna sezione di censimento¹⁶ presente nel territorio della provincia di Ravenna.

Per rendere le informazioni censite applicabili alla metodologia proposta per la disaggregazione delle emissioni, la popolazione residente censita all'interno delle sezioni di censimento è stata ripartita all'interno delle celle 100x100 m² che compongono la griglia utilizzata

¹⁶ La sezione di censimento rappresenta l'unità spaziale utilizzata dall'ISTAT per suddividere il territorio nazionale. All'interno di ciascuna sezione viene censita la presenza dell'indicatore oggetto del rilievo. Le sezioni di censimento hanno forma e dimensioni eterogenee.

per suddividere l'intero territorio provinciale. Poiché le sezioni di censimento hanno una forma e dimensione sempre diversa, la ripartizione della popolazione all'interno delle celle 100x100 m² è avvenuta attraverso l'utilizzo della densità di popolazione e della superficie areale (nelle celle caratterizzate dalla presenza di diverse densità di popolazione, il totale della popolazione residente è stata ottenuta dalla somma dei contributi parziali (Figura 30)). Applicando questo approccio, la popolazione censita dall'ISTAT all'interno delle sezioni di censimento è stata ripartita all'interno delle celle 100x100 m².

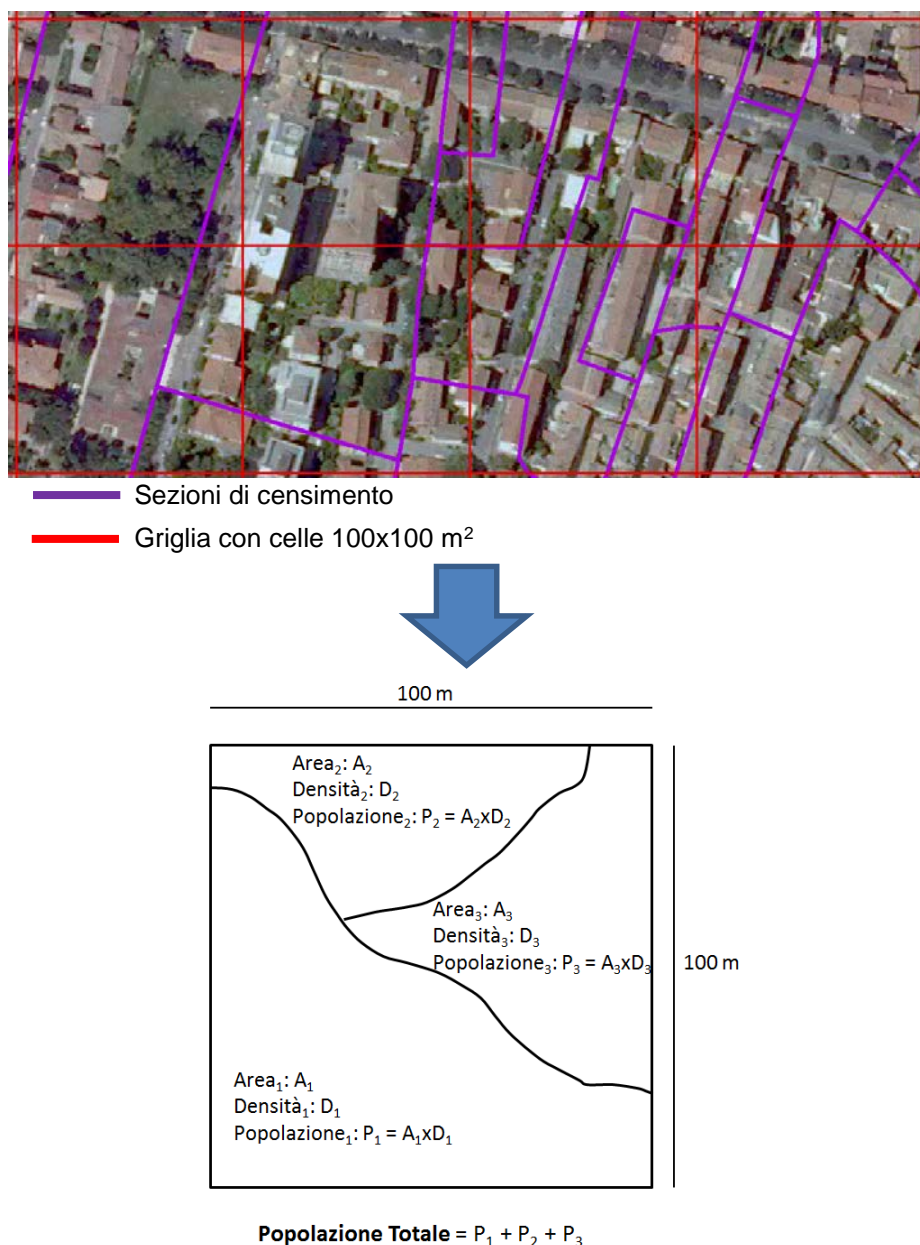


Figura 30: Approccio per il calcolo della popolazione residente all'interno di ciascuna cella 100x100 m².

La **volumetria degli edifici** non rappresenta una di quelle variabili *proxy* abitualmente utilizzate per la disaggregazione delle emissioni per il Macrosettore 2, in quanto spesso viene utilizzata la sola popolazione residente come indicatore dei consumi domestici e di conseguenza delle emissioni. In questo studio, è stata considerata anche la volumetria degli edifici in quanto indicatore di “quanto” combustibile viene utilizzato per riscaldare gli ambienti interni.

La distribuzione geografica degli edifici residenziali e della relativa superficie occupata è stata ricavata da due diverse fonti di informazioni:

- Il Portale Cartografico Nazionale¹⁷;
- I Sistemi Informativi Territoriali (SIT) dei singoli comuni compresi nell’area studio.

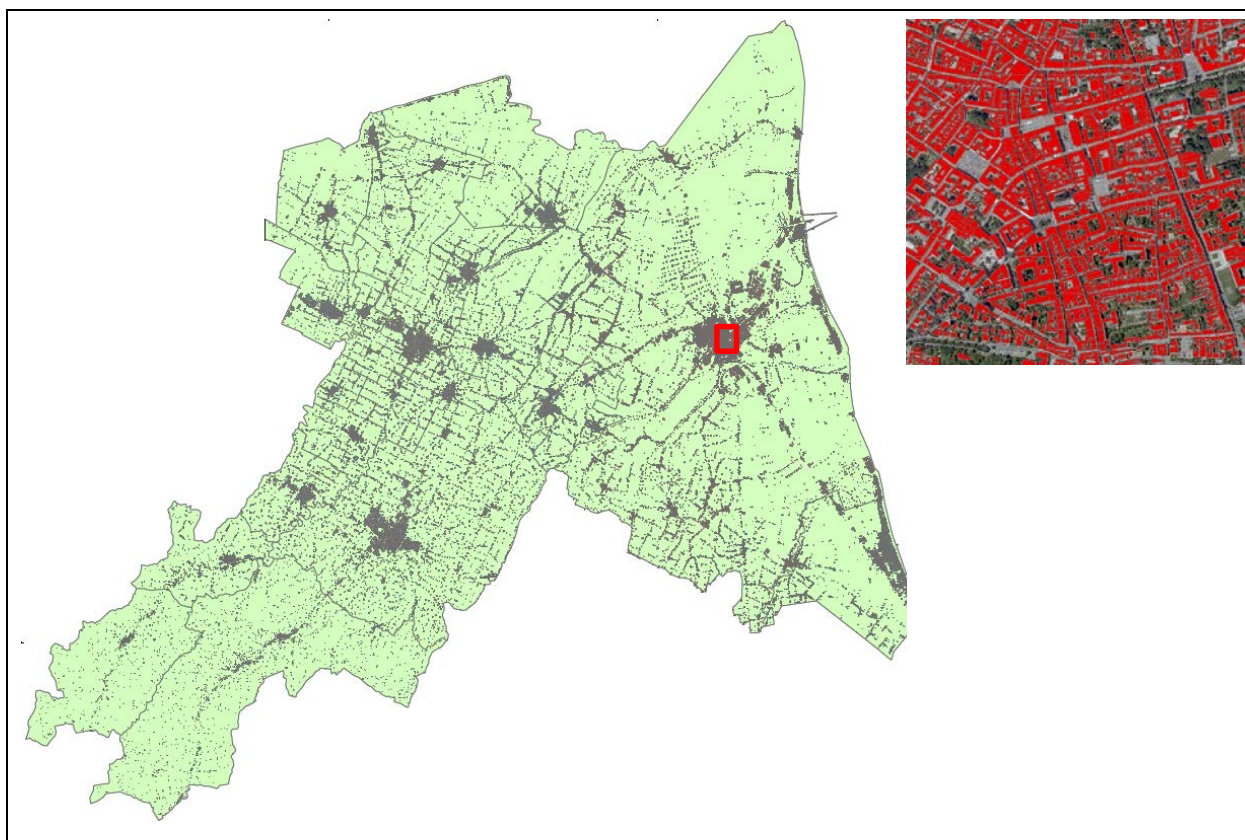


Figura 31: Distribuzione spaziale degli edifici ad uso residenziale e stralcio per il centro urbano della città di Ravenna.

¹⁷ Il Portale Cartografico Nazionale (detto anche Geoportale nazionale) rappresenta un'enorme banca-dati di informazioni territoriali e permette la visualizzazione e l'utilizzo della cartografia di base nazionale, prodotta a seguito dell'accordo integrativo tra Stato - Regioni del 12 ottobre 2000 sul Sistema Cartografico di Riferimento.

Per il calcolo del volume, sono state stimate le altezze medie degli edifici per ciascun comune analizzato, ricorrendo alle informazioni rese disponibili dall'ISTAT. Nella tabella seguente vengono riportate le altezze medie calcolate, stimando in 3 metri l'altezza media di un piano di un'abitazione ad uso civile.

Attraverso la superficie di ciascun edificio e la relativa altezza media sono state stimate le volumetrie di ciascun edificio presente. Analogamente alla variabile precedente, gli edifici e le relative caratteristiche fisiche sono stati accorpati all'interno di ciascuna cella 100x100 m².

Tabella 16: Parametri strutturali medi degli edifici per i comuni della provincia di Ravenna.

Comune	Superficie totale (m ²)	Altezza media (m)	Volume totale (m ³)
Alfonsine	1,138,367	6.13	6,978,191
Bagnacavallo	1,412,516	5.91	8,347,968
Bagnara di Romagna	212,000	6.06	1,284,719
Brisighella	429,394	6.30	2,705,185
Casola Valsenio	185,684	6.48	1,203,232
Castel Bolognese	1,435,823	6.81	9,777,956
Cervia	1,735,022	6.46	11,208,242
Conselice	937,656	6.05	5,672,817
Cotignola	842,706	6.29	5,300,621
Faenza	3,985,351	7.01	27,937,310
Fusignano	634,894	6.23	3,955,387
Lugo	2,862,652	6.30	18,034,708
Massa Lombarda	919,098	6.34	5,827,079
Ravenna	11,974,000	6.55	78,429,700
Riolo Terme	386,608	6.80	2,628,935
Russi	1,186,007	5.86	6,950,001
Sant'Agata sul Santerno	275,402	5.88	1,619,362
Solarolo	428,863	6.18	2,650,371
Provincia di Ravenna	30,982,042	6.31	200,511,784

Nel presente studio è stata indagata anche la possibilità di **combinare le variabili Popolazione residente e Volumetria degli edifici** per applicare contemporaneamente le due variabili *proxy* individuate per il Macrosettore 2. Questo, consente di esprimere “quanto” combustibile viene utilizzato per riscaldare ambienti interni abitati dalla popolazione.

Le due variabili sono state combinate tra loro applicando un modello di regressione multipla multivariata che, attraverso variabili indipendenti e dipendenti, ha permesso di individuare la funzione di regressione ($E(Y) = X\beta = \beta_0 x_{i,0} + \beta_1 x_{i,1} + \beta_2 x_{i,2} + \dots + \beta_n x_{i,n} + \text{cost.}$) per ciascun comune analizzato e per ciascun inquinante considerato nella procedura di disaggregazione. Nella tabella seguente vengono riportati, a scopo di esempio, i coefficienti di regressione e la costante che compongono la funzione di regressione del territorio comunale di Ravenna riferita agli ossidi di azoto.

Tabella 17: Parametri che compongono la funzione di regressione per il comune di Ravenna per gli ossidi di azoto.

Comune	β_0 (Popolazione)	β_1 (Volumetria)	Costante
Ravenna	0.1946	0.9375	0.0028

Questo approccio ha permesso di ottenere una terza variabile *proxy* (Popolazione residente & Volumetria degli edifici) per tutti i comuni della provincia ed è stata applicata per la disaggregazione delle emissioni da combustione non-industriale. Questo approccio è stato oggetto di pubblicazione scientifica dal titolo “*Development and evaluation of emission disaggregation models for the spatial distribution of non-industrial combustion atmospheric pollutants*” sulla rivista Atmospheric Environment (Righi et al., 2013).

Nella Figura 32 viene riportato lo stralcio relativo all'area urbana di Ravenna rappresentativo della distribuzione spaziale delle variabili *proxy* applicate.

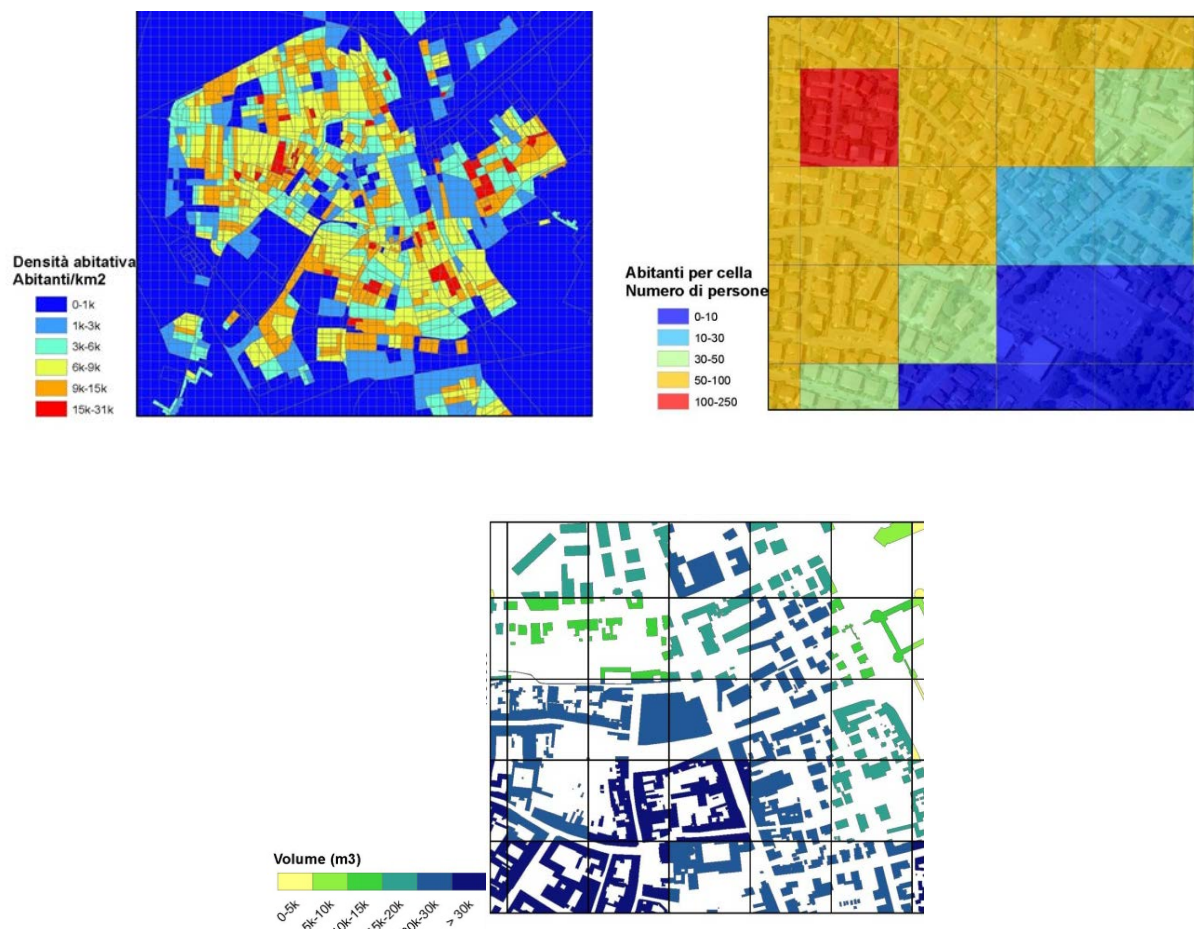


Figura 32: Distribuzione spaziale relativa alle variabili *proxy* descrittive del macrosettore 2.

L'applicazione della metodologia di disaggregazione descritta, ha permesso di definire specifici fattori di emissione (FE) caratteristici per ciascun comune della provincia di Ravenna e per ciascun inquinante selezionato. Tali valori vengono riportati nella Tabella 18.

Tabella 18: Fattori di emissione ottenuti attraverso l'applicazione delle variabili *proxy* selezionate.

Comune	FE Popolazione (Kg/persona)				FE Volume (Kg/m ³)			
	PM ₁₀	NO _x	CO	SO ₂	PM ₁₀	NO _x	CO	SO ₂
Alfonsine	6,8E-01	1,7E+00	1,1E+01	1,4E-01	1,7E-03	4,3E-03	2,7E-02	3,6E-04
Bagnacavallo	1,2E+00	1,9E+00	1,8E+01	3,6E-01	3,2E-03	5,2E-03	5,0E-02	1,0E-03
Bagnara di Romagna	1,9E+00	2,5E+00	3,0E+01	4,1E-01	2,6E-03	3,4E-03	4,1E-02	5,6E-04
Brisighella	3,3E+00	2,5E+00	5,1E+01	5,7E-01	9,0E-03	6,8E-03	1,4E-01	1,6E-03
Casola Valsenio	4,4E+00	2,6E+00	6,7E+01	6,9E-01	1,0E-02	6,0E-03	1,6E-01	1,6E-03
Castel Bolognese	1,2E+00	2,1E+00	1,8E+01	3,2E-01	9,8E-04	1,7E-03	1,5E-02	2,7E-04
Cervia	3,3E-01	2,0E+00	5,8E+00	1,0E-01	7,5E-04	4,5E-03	1,3E-02	2,3E-04
Conselice	1,3E+00	2,4E+00	2,0E+01	3,8E-01	2,0E-03	3,7E-03	3,1E-02	6,0E-04

Cotignola	1,9E+00	2,6E+00	2,9E+01	6,8E-01	2,4E-03	3,4E-03	3,8E-02	8,9E-04
Faenza	1,1E+00	2,1E+00	1,7E+01	4,5E-01	2,0E-03	4,0E-03	3,2E-02	8,7E-04
Fusignano	1,1E+00	2,6E+00	1,8E+01	2,0E-01	2,0E-03	4,8E-03	3,3E-02	3,8E-04
Lugo	1,1E+00	2,6E+00	1,8E+01	3,6E-01	2,0E-03	4,6E-03	3,1E-02	6,3E-04
Massa Lombarda	8,8E-01	2,2E+00	1,4E+01	2,3E-01	1,3E-03	3,1E-03	2,0E-02	3,4E-04
Ravenna	5,1E-01	2,1E+00	8,5E+00	1,9E-01	8,3E-04	3,4E-03	1,4E-02	3,1E-04
Riolo Terme	1,8E+00	2,2E+00	2,7E+01	5,5E-01	3,6E-03	4,5E-03	5,5E-02	1,1E-03
Russi	1,1E+00	2,6E+00	1,7E+01	2,7E-01	1,6E-03	4,0E-03	2,6E-02	4,0E-04
Sant'Agata sul Santerno	1,3E+00	2,6E+00	2,0E+01	4,7E-01	1,6E-03	3,4E-03	2,6E-02	6,2E-04
Solarolo	2,2E+00	2,4E+00	3,3E+01	7,4E-01	3,5E-03	3,7E-03	5,3E-02	1,2E-03

Attraverso l'applicazione del rispettivo fattore di emissione a ciascuna cella che costituisce il dominio di studio ed applicando i coefficienti di regressione calcolati, sono stati ottenuti i valori di emissione disaggregati sull'intero territorio analizzato. Uno stralcio dei risultati conseguiti viene riportato nella Figura 33.

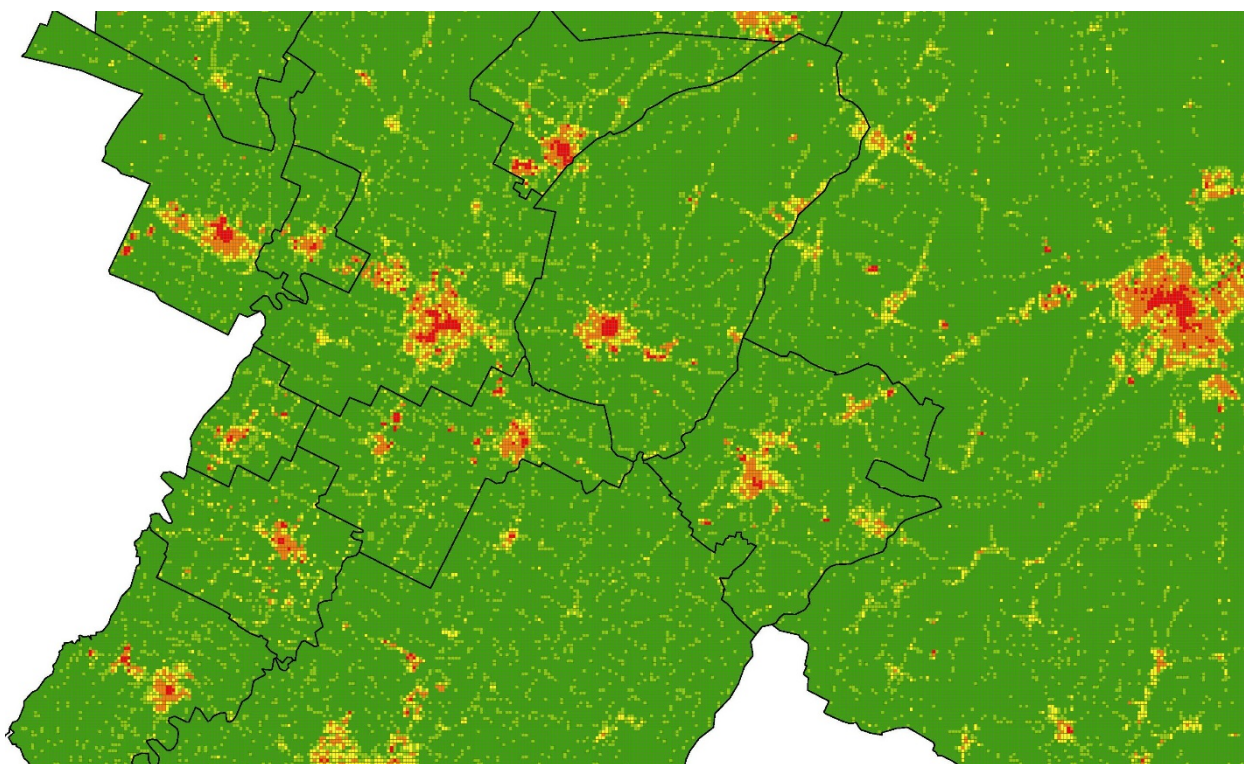


Figura 33: Emissioni da riscaldamento domestico per gli ossidi di azoto attraverso l'utilizzo della variabile "Popolazione&Volumetria".

Nella Figura 34 vengono riportati, a scopo di esempio, i valori di emissione per gli ossidi di azoto per le celle che costituiscono l'area urbana di Ravenna ottenuti dall'applicazione delle tre diverse variabili *proxy*: “Popolazione residente”, “Volumetria degli edifici” e combinazione “Popolazione&Volumetria”.

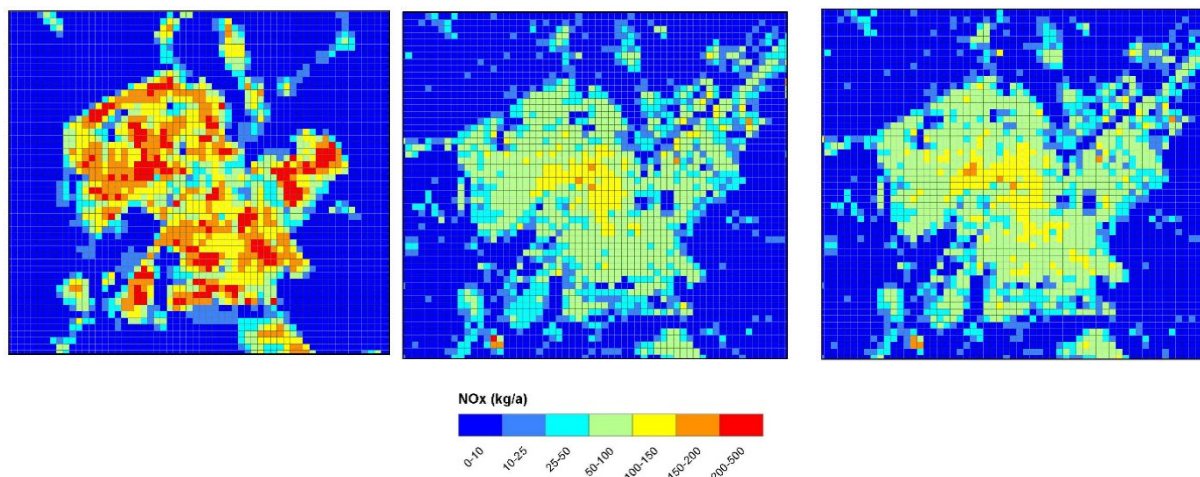


Figura 34: Distribuzione spaziale delle emissioni relativa al macrosettore 2 ottenute attraverso l'applicazione delle tre diverse variabili *proxy*.

Traffico veicolare (M7)

Nel presente studio, per la disaggregazione delle emissioni attribuite al traffico veicolare, la variabile *proxy* selezionata è rappresentata dalla **tipologia di arco stradale** (secondo la classificazione del Codice della Strada) e la rispettiva lunghezza.

L'articolo 2 del Codice della Strada italiano¹⁸ individua, in base alle caratteristiche costruttive, tecniche e funzionali, le seguenti categorie di strade:

- Autostrada (tipo A);
- Strada extraurbana principale (tipo B);
- Strada extraurbana secondaria (tipo C);
- Strada urbana di scorrimento (tipo D);
- Strada urbana di quartiere (tipo E);
- Strada locale (tipo F);

¹⁸ Decreto Legislativo 30 aprile 1992 n. 285 e successive modifiche e integrazioni

- Itinerari ciclopedonali (tipo F-bis).

La rete stradale e la relativa classificazione secondo il Codice della Strada è stata ottenuta dal Portale Cartografico Nazionale.



Figura 35: Rete stradale per il territorio della provincia di Ravenna.

L'inventario delle emissioni INEMAR fornisce i valori di emissione da traffico ripartiti tra Autostrade, strade Extraurbane e strade Urbane.

Le emissioni per le prime 2 categorie di strade sono state ripartite a ciascun arco stradale applicando un fattore di emissione calcolato in funzione della lunghezza della strada.

Per la categoria strade urbane, che si compone di diverse sottoclassi di strade (es. strade urbane di scorrimento, strade urbane di quartiere, etc.), è stato necessario un ulteriore passaggio per ripartire il valore complessivo delle emissioni fornito da INEMAR per ciascuna sotto-tipologia di strade urbane (comprese quelle locali).

Sono stati utilizzati i dati forniti da ARPA sezione provinciale di Ravenna, ottenuti attraverso l'applicazione di un modello di stima del flusso veicolare che, attraverso dati puntuali di traffico misurati in corrispondenza di tratti stradali particolarmente rappresentativi ha permesso la stima

dei flussi veicolari nell'area urbana di Ravenna. Dai risultati forniti dal modello sono stati estratti i soli valori di emissione imputabili a ciascuna sotto-categoria di strada urbana. In questo modo è stato possibile stimare quanto delle emissioni da traffico sulle strade urbane è imputabile a ciascuna delle sue sotto-tipologie.

I risultati ottenuti dal modello di disaggregazione delle emissioni da traffico veicolare sono riportati di seguito.

Tabella 19: Percentuali di emissione di ciascuna sottocategoria di strade urbane rispetto al valore complessivo fornito da INEMAR.

Tipologia di strada	PM ₁₀ (%)	NO _x (%)	CO (%)	SO ₂ (%)
Strada urbana di scorrimento	0.25	0.24	0.28	0.26
Strada urbana di quartiere	0.17	0.16	0.19	0.17
Strada locale	0.42	0.43	0.35	0.40
Altro	0.16	0.17	0.18	0.17

Queste percentuali permettono di ripartire le emissioni complessive fornite dall'inventario INEMAR per la categoria "strade urbane" tra le sue diverse sotto-tipologie. Applicando le percentuali riportate risulta possibile calcolare, per ciascuna sotto-tipologia di strada, un fattore di emissione in funzione della lunghezza dell'arco stradale in modo analogo rispetto a quanto fatto per le altre tipologie di strade.

Anche per il macrosetto 7, la disaggregazione ha permesso di determinare per ciascun territorio comunale un fattore di emissione caratteristico di ciascun inquinante in relazione alla tipologia di arco stradale considerato. La Tabella 20 riporta, a scopo esemplificativo, i fattori di emissione per le strade urbane di scorrimento.

Tabella 20: Fattori di emissione relativi alle strade urbane di scorrimento.

Comune	FE Traffico strade urbane (t/anno/metro)			
	PM ₁₀	NO _x	CO	SO ₂
Alfonsine	1,4E-04	2,3E-03	7,2E-03	9,7E-05
Bagnacavallo	3,8E-05	6,8E-04	2,1E-03	2,5E-05
Bagnara di Romagna	8,7E-05	1,5E-03	5,0E-03	5,6E-05
Brisighella	4,4E-05	8,0E-04	2,5E-03	2,9E-05
Casola Valsenio	3,3E-04	6,1E-03	1,8E-02	2,3E-04
Castel Bolognese	5,3E-05	9,7E-04	3,5E-03	3,3E-05
Cervia	4,1E-05	7,1E-04	2,2E-03	2,8E-05

Conselice	2,5E-05	4,5E-04	1,4E-03	1,8E-05
Cotignola	6,9E-05	1,2E-03	3,8E-03	4,6E-05
Faenza	4,7E-05	8,0E-04	2,6E-03	3,1E-05
Fusignano	1,6E-04	2,8E-03	8,2E-03	1,2E-04
Lugo	1,0E-04	1,9E-03	6,4E-03	6,7E-05
Massa Lombarda	7,1E-05	1,3E-03	3,2E-03	4,9E-05
Ravenna	7,3E-05	1,3E-03	4,3E-03	4,7E-05
Riolo Terme	1,2E-04	2,1E-03	6,8E-03	7,7E-05
Russi	6,1E-05	1,1E-03	3,4E-03	4,0E-05
Sant'Agata sul Santerno	4,8E-05	8,0E-04	2,3E-03	3,4E-05
Solarolo	1,5E-04	2,6E-03	7,5E-03	9,9E-05

Applicando i fattori di emissione calcolati a tutti gli archi stadiali che compongono il territorio provinciale sono state calcolate le emissioni complessive di ciascuna strada e per ciascun inquinante analizzato. Nella figura seguente vengono riportati i risultati per il PM₁₀ relativi all'area urbana del comune di Ravenna.



Figura 36: Emissioni di PM₁₀ per l'area urbana di Ravenna relative al traffico veicolare.

Validazione delle variabili *proxy* e dei risultati della disaggregazione

Le variabili *proxy* applicate nel presente studio per la disaggregazione dei valori di emissione riportati dall'inventario INEMAR sono state verificate attraverso il confronto dei risultati ottenuti attraverso l'utilizzo delle *proxy* rispetto a valori di emissione forniti da ARPA sezione provinciale

di Ravenna ottenuti attraverso misurazioni puntuali realizzate sul territorio. In particolare, le informazioni disponibili per la verifica dei risultati della disaggregazione descritti nel presente studio, vengono riportati nella tabella seguente.

Tabella 21: Dati disponibili per la verifica dei risultati della disaggregazione delle emissioni da inventario INEMAR.

Macrosettore	Verifica
M1 – M3 – M4	Emissioni autorizzate ridotte
M2	Dati puntuali relativi ai consumi domestici di gas misurati al contatore per il comune di Ravenna ¹⁹
M7	Dati relativi alle emissioni dei principali archi stradali del comune di Ravenna ottenuti mediante la stima dei flussi veicolari con il modello previsionale VISUM ed utilizzando dati di traffico misurati attraverso campagne di rilevamento con l'ausilio di piastre contatraffico

Macrosettore 1 – 3 – 4

Poiché la variabile *proxy* ed i dati di verifica utilizzabili appartengono al medesimo database, la verifica per il settore industriale non è risultata possibile.

Nel tentativo di reperire ulteriori dati applicabili per la verifica di questi macrosettori, sono state indagate ulteriori variabili surrogato applicabili per la disaggregazione delle emissioni industriali. Questa ulteriore analisi prevedeva la possibilità di testare ulteriori approcci per la disaggregazione, utilizzando le emissioni autorizzate ridotte contenute nel database Gieca come dati di verifica delle performance ottenute dalla disaggregazione.

In particolare, sono state indagate le seguenti variabili (Farina et al., 2012):

- emissioni ridotte per le attività industriali appartenenti ai settori Emission Trading Scheme (ETS);
- emissioni ridotte non-ETS;
- superficie industriale secondo la classificazione Corine Land Cover.

I risultati conseguiti non sono stati considerati sufficientemente soddisfacenti. Per questo motivo, le variabili *proxy* alternative testate per il settore industriale non sono state utilizzate e di conseguenza sono state applicate le emissioni autorizzate ridotte.

¹⁹ Dati forniti dal Gruppo HERA

Macrosettore 2

I risultati ottenuti dalla disaggregazione delle emissioni per il macrosettore 2 sono stati verificati attraverso l'utilizzo di dati puntuali relativi ai consumi domestici di gas misurati da 24502 contatori presenti sull'area del comune di Ravenna. Applicando opportuni fattori di emissione relativi ai consumi per le caldaie domestiche, sono state stimati i corrispondenti carichi emissivi per ciascun inquinante in corrispondenza delle celle 100x100 m². Questi risultati, ritenuti il riferimento ottimale da conseguire attraverso il processo di disaggregazione delle emissioni, sono stati confrontati con i corrispondenti valori di emissione ottenuti dalla disaggregazione applicando ciascuna variabile *proxy* selezionata. Questo approccio viene schematicamente presentato nella Figura 37.

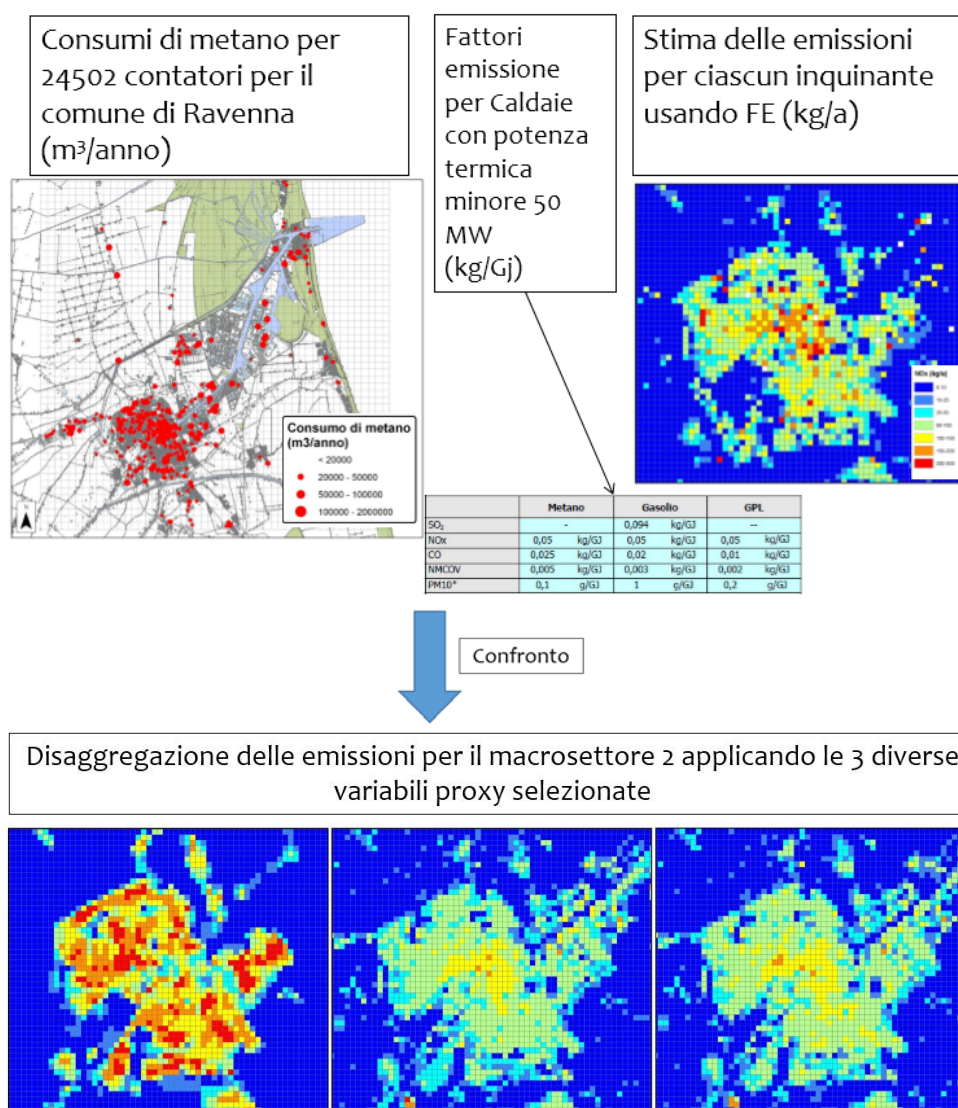


Figura 37: Approccio applicato per la verifica della disaggregazione per il macrosettore 2.

Il confronto è stato condotto attraverso l'utilizzo di tre indici specifici:

- coefficiente di correlazione (R);
- rapporto percentuale tra i risultati ottenuti con approccio Bottom-up e i risultati ottenuti con approccio Top-down;
- differenza percentuale tra i risultati ottenuti con approccio Bottom-up e i risultati ottenuti con approccio Top-down.

Nella Tabella 22 vengono riportati i risultati dei tre indici in relazione alla variabile *proxy* "Popolazione&Volumetria" in quanto quella che ha evidenziato i migliori risultati. Di seguito vengono riportati anche i diagrammi di dispersione dei dati ottenuti con approccio Bottom-up e i risultati ottenuti con approccio Top-down.

Il confronto è stato possibile solo per il territorio relativo al comune di Ravenna.

Tabella 22: Indici di confronto dei risultati di emissione per il macrosettore 2 ottenuti con approccio Top-down e Bottom-up applicando la *proxy* "Combinazione Popolazione&Volumetria".

Indice	Inquinante			
	PM ₁₀	NO _x	CO	SO ₂
Correlazione	0.75	0.82	0.72	0.64
Rapporto percentuale media	81.45	105.61	92.64	96.84
Differenza percentuale media	-52.72	-6.47	-32.05	-33.30



Figura 38: Andamento spaziale della differenza percentuale tra l'approccio Top-down e Bottom-up.

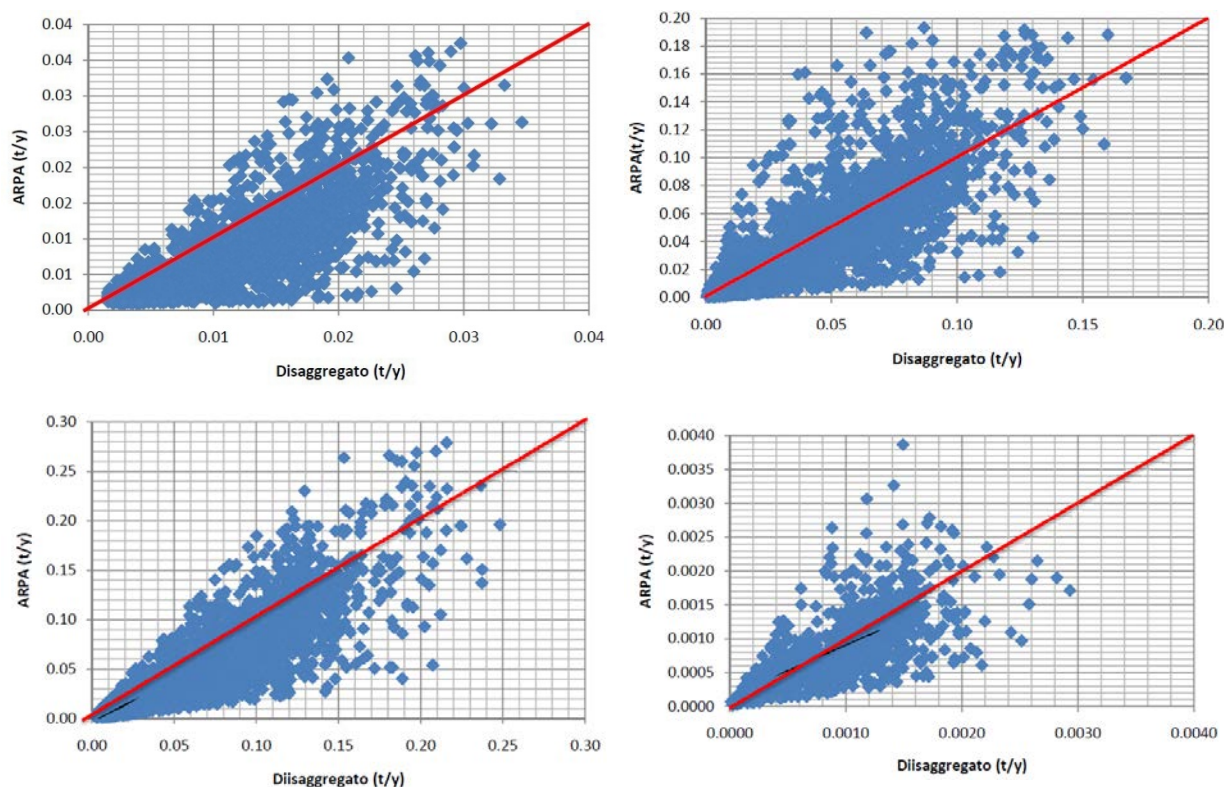


Figura 39: Diagrammi di dispersione relativi all'approccio Top-down e Bottom-up applicando la proxy combinazione "Popolazione&Volumetria" per gli inquinanti PM₁₀, NO_x, CO e SO₂.

Macrosettore 7

Anche le emissioni relative al traffico veicolare ottenute dalla procedura di disaggregazione sono state confrontate con i dati forniti da ARPA relativi all'area urbana di Ravenna. I dati forniti da ARPA sono stati elaborati nel modo seguente:

- campagne di rilevamento del traffico veicolare in corrispondenza di punti strategici della rete stradale attraverso piastre conta-traffico;
- classificazione degli archi stradali;
- stima dei flussi veicolari con il modello previsionale VISUM;
- stima delle emissioni in area urbana a partire dai flussi di traffico con metodologia COPERT IV.

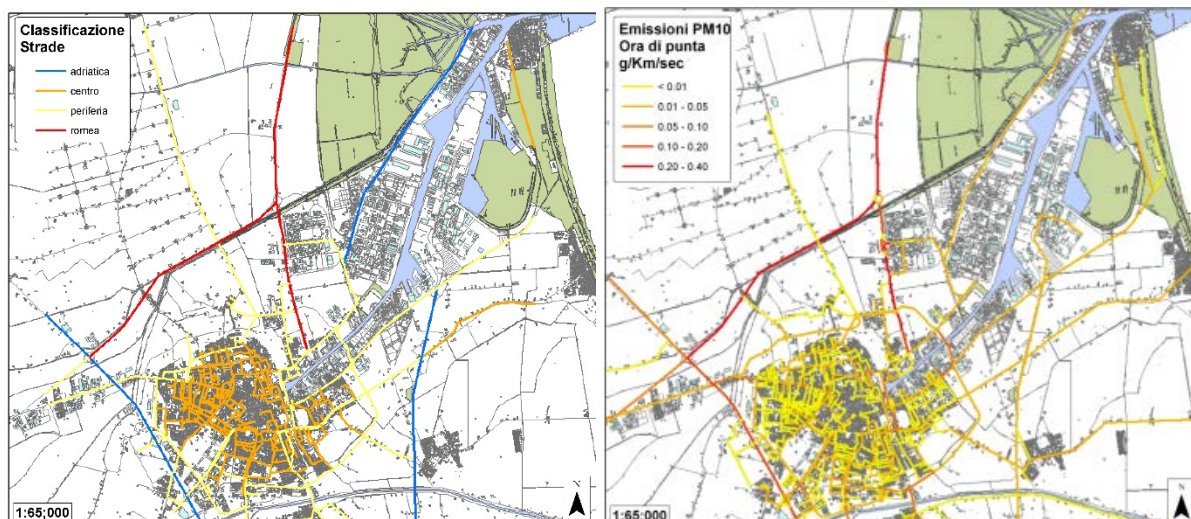


Figura 40: Dati forniti da ARPA per la verifica della disaggregazione per il macrosettore 7.

Per rendere i dati confrontabili, le emissioni espresse in tonnellate/anno ottenute dall'utilizzo dei fattori di emissione sono state convertite in grammi/secondo poiché i dati elaborati con il modello VISUM si riferiscono ai dati rilevati dalle piastre per la stima del traffico veicolare nei giorni feriali tra gennaio 2008 e dicembre 2009, nelle ore di punta del mattino (7.00 – 9.00) e della sera (17.00 – 19.00). Analogamente al macrosettore 2, sono stati calcolati 3 indici per il confronto. I risultati ottenuti vengono riportati nella Tabella 23.

Tabella 23: Indici di confronto dei risultati di emissione per il macrosettore 7 ottenuti con approccio Top-down e Bottom-up.

Comune	Inquinante			
	PM ₁₀	NO _x	CO	SO ₂
Correlazione	0.52	0.61	0.42	n.d.
Rapporto percentuale	208.23	179.36	225.77	n.d.
Differenza percentuale	-26.48	-18.02	-7.07	n.d.

Considerazioni conclusive sulla procedura di disaggregazione

La procedura di disaggregazione dei valori di emissione implementata e verificata all'interno del presente studio rappresenta un passaggio necessario per disporre di informazioni dettagliate relative alla distribuzione delle sorgenti emissive presenti sul territorio e della loro pressione ambientale in termini di inquinamento atmosferico. Tali informazioni ad alta risoluzione rappresentano un elemento fondamentale per l'applicazione dei modelli matematici di simulazione della dispersione degli inquinanti atmosferici che forniscono informazioni dettagliate

circa il contributo delle sorgenti locali all'inquinamento atmosferico. Tali valori integrano le indicazioni sulla qualità dell'aria fornite dal modello PESCO.

La validazione dei risultati conseguiti attraverso l'applicazione delle variabili *proxy* selezionate e, conseguentemente, dell'approccio proposto per la disaggregazione delle emissioni relative ai macrosettori considerati ha permesso di conseguire indici statistici con valori soddisfacenti per il settore domestico e per il traffico veicolare²⁰.

Per il riscaldamento domestico, il confronto tra l'approccio Top-down e quello Bottom-up è stato condotto per ciascuna delle tre variabili *proxy* selezionate (nella Tabella 22 sono stati riportati i risultati per la sola variabile *proxy* "Popolazione&Vegetazione"). L'analisi completa relativa a tutte e tre le variabili *proxy* selezionate è riportata, in maniera dettagliata, in Marinello et al., 2012 e Righi et al., 2013. Il coefficiente di correlazione evidenzia sempre un buon accordo tra l'approccio Top-down e quello Bottom-up, soprattutto per gli NO_x. Il rapporto percentuale e le differenze percentuali evidenziano una generale sovrastima dell'approccio Top-down rispetto a quello Bottom-up. Tale andamento viene confermato anche dai relativi diagrammi di dispersione. Anche in bibliografia, si riscontra una certa somiglianza nella scelta delle *proxy* impiegate e dei relativi risultati conseguiti (De Kluizenaar et al., 2001; Cesi, 2005; Bultrini et al., 2007; Maes et al., 2009).

In relazione al riscaldamento domestico, sono stati identificati alcuni accorgimenti che potrebbero migliorare ulteriormente i risultati ottenuti, in particolare:

- classificazione degli edifici in funzione della relativa destinazione d'uso (es. residenziale, commerciale, industriale);
- individuare, per ciascun edificio utilizzato, un coefficiente caratteristico delle caratteristiche strutturali ed isolanti che influiscono in maniera significativa sui consumi relativi al riscaldamento domestico.

Anche per il traffico veicolare la procedura di disaggregazione applicata ha fornito risultati soddisfacenti. In questo caso gli indicatori di performance non sempre presentano valori prossimi a quelli ottimali, ma questo è legato al fatto che il traffico veicolare rappresenta una sorgente emissiva difficilmente standardizzabile attraverso una variabile *proxy* a causa della continua variabilità nel tempo e nello spazio di questa tipologia di sorgente emissiva (Tuia et al., 2007).

²⁰ Per il macrosettore industriale il confronto non è stato possibile

Le correlazioni tra i risultati ottenuti attraverso l'approccio Top-down e quello Bottom-up risultano compresi tra 0.42 e 0.61. Valutando le difficoltà legate alla sorgente emissiva considerata, tali valori possono essere ritenuti soddisfacenti ed in linea con i risultati ottenuti da altri autori (Borrego et al., 2000; Ossés de Eicker et al., 2008; Saide et al., 2009). Le differenze percentuali evidenziano una generale sovrastima dei risultati conseguiti con approccio Top-down rispetto a quanto ottenuto con l'approccio Bottom-up.

Uno delle principali problematiche connesse all'utilizzo di variabili *proxy* che cercano di standardizzare questa sorgente emissiva, consiste nella tendenza dell'approccio Top-down a sottostimare le emissioni nelle aree ad alto traffico veicolare (centro cittadino, aree lavorative) ed a sovrastimarle in periferia (Borrego et al., 2000; Tuia et al., 2007; Ossés de Eicker et al., 2008; Saide et al., 2009). Anche per il traffico veicolare sono stati identificati alcuni accorgimenti che potrebbero migliorare ulteriormente i risultati conseguiti, in particolare:

- verifica della classificazione della rete stradale realizzata dal GeoPortale nazionale;
- valutazione qualitativa realizzata da Enti Locali (es. Comuni) in relazione al reale utilizzo di ciascun arco stradale e conseguente correzione della classificazione originaria;
- aggiornare i Fattori di Emissione (FE) del traffico applicati nello studio attraverso il confronto del parco veicolare al 2009 (anno di riferimento dello studio) rispetto ad un nuovo anno di riferimento (es. 2013).

7.1.2.2. Risultati delle simulazioni condotte con il modello ADMS-URBAN

La disaggregazione ad alta risoluzione delle emissioni inquinanti per i macrosettori selezionati ha permesso di valutare le pressioni ambientali legate alla presenza di sorgenti locali che insistono sull'area studio da utilizzare come informazione di partenza per la stima del campo di concentrazione degli inquinanti atmosferici selezionati per effetto della loro dispersione legata alle caratteristiche meteo-climatiche e orografiche dell'area studio.

Le simulazioni realizzate nel presente studio sono state suddivise in due gruppi:

1. simulazioni in modalità Short-Term (ST);
2. simulazioni in modalità Long-Term (LT).

Le simulazioni in modalità ST, fornendo come output valori medi orari di concentrazione degli inquinanti atmosferici considerati, sono state necessarie per la verifica e la validazione delle performance del modello sull'area studio. Le simulazioni in modalità LT, che nel presente studio

hanno fornito valori medi mensili di concentrazione per ciascun inquinante, hanno permesso di stimare le immissioni degli inquinanti atmosferici necessari per realizzare gli obiettivi del lavoro.

Complessivamente, le elaborazioni che hanno permesso di completare le simulazioni per l'intero territorio provinciale e per entrambe le modalità di calcolo sono le seguenti:

- modalità Short-Term (ST): 90 simulazioni
- modalità Long-Term (LT): 1100 simulazioni

I dati di input necessari ad ADMS-URBAN per le simulazioni risultano identici sia nella modalità ST che in quella LT. Le uniche differenze tra i due gruppi di simulazioni riguardano i seguenti elementi:

- tempo di mediazione: nella modalità Short-Term sono stati applicati tempi di mediazione nei campi di concentrazione di 1 ora. Nella modalità Long-Term i tempi di mediazione sono di 1 mese.
- recettori: nella modalità Short-Term i recettori selezionati corrispondono alle centraline di monitoraggio della qualità dell'aria. Nella modalità Long-Term i recettori selezionati corrispondono al punto mediano di ciascuna delle 30.618 celle che compongono la griglia 250x250 m² in cui è stato suddiviso l'intero dominio di studio (Figura 41).

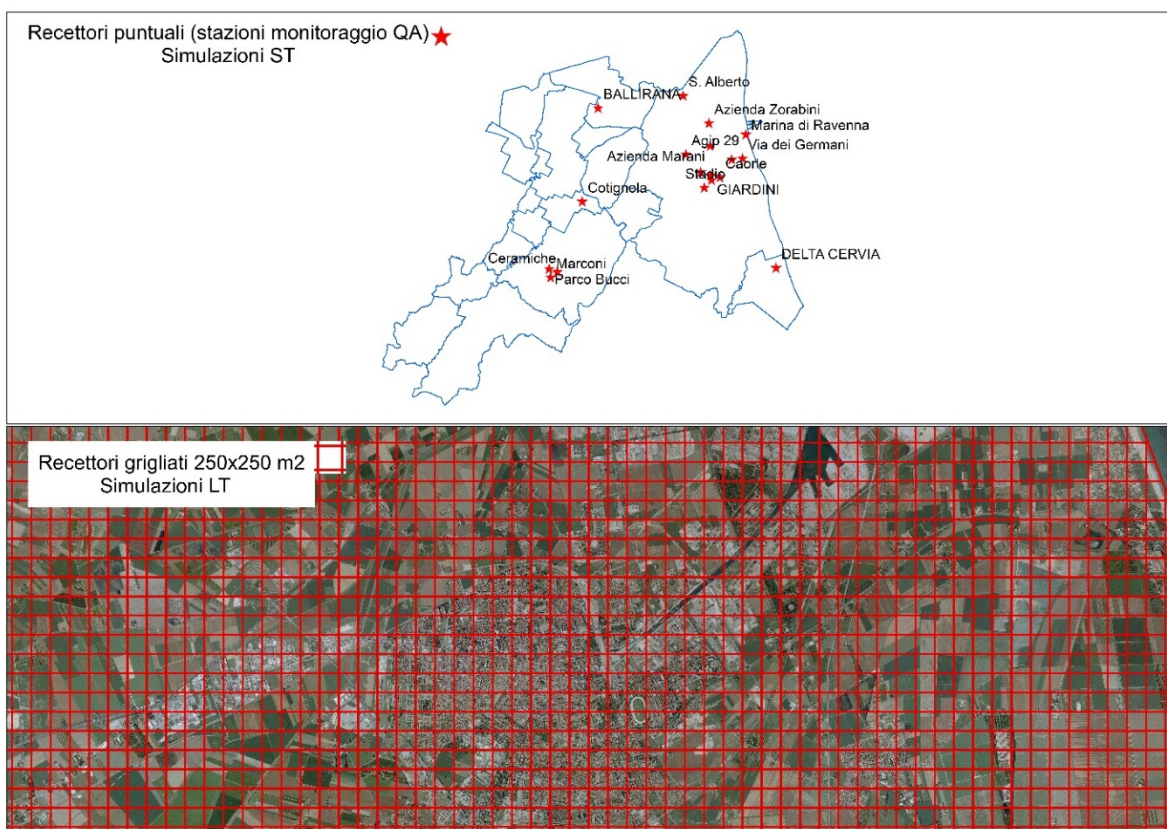


Figura 41: Recettori utilizzati nelle due modalità di simulazione.

Input necessari al modello relativi all'area studio

Il modello ADMS-URBAN consente di utilizzare, anche contemporaneamente, sorgenti con caratteristiche fisiche ed emissive molto diverse tra loro, in particolare:

- sorgenti puntuali: sorgenti localizzate in punti specifici del territorio. ADMS-URBAN è in grado di trattarne 1500 contemporaneamente (CERC, 2008a; CERC,2011);
- sorgenti areali: sorgenti con estensione spaziale tale da poter essere approssimate ad una superficie. ADMS-URBAN è in grado di trattarne 3000 contemporaneamente (CERC, 2008a; CERC,2011);
- sorgenti lineari: sorgenti di dimensioni assimilabili ad un arco stradale. ADMS-URBAN è in grado di trattarne 3000 contemporaneamente (CERC, 2008a; CERC,2011).

Nel presente studio, ADMS-URBAN è stato applicato utilizzando tutte e tre le tipologie di **sorgenti emissive**, opportunamente suddivise per ciascun comune della provincia di Ravenna al fine di non superare il numero massimo consentito dal modello. In particolare, le sorgenti puntuali sono state impiegate per rappresentare i camini industriali, quelle areali per il riscaldamento domestico e quelle lineari per il traffico.

Tabella 24: Sorgenti utilizzate nel presente studio a livello provinciale.

Area Studio	Puntuali	Areali	Lineari
Provincia di Ravenna	3000	23600	8100

Inoltre, per ciascuna tipologia di sorgente emissiva sono stati elaborati specifici profili temporali emissivi giornalieri e mensili capaci di modulare le emissioni di ciascuna sorgente al fine di fornire una rappresentazione delle pressioni ambientali ad essa connesse maggiormente realistiche. In particolare, i profili sono stati elaborati tenendo in considerazione i seguenti aspetti:

Puntuali:	blocco degli impianti per attività di manutenzione durante i mesi di agosto e dicembre
Areali:	maggiore funzionamento durante le ore centrali della giornata e durante i mesi invernali
Lineari:	profili di emissioni diversi per le strade urbane ed extraurbane (comprese le autostrade) Maggiore emissione durante gli orari di spostamento per lavoro

Tabella 25: Profili di emissione.

Puntuale																									
G	Profilo / ore	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
i	24 ore	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
o	22 ore	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
r	20 ore	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
n	18 ore	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
e	16 ore	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
i	14 ore	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
l	12 ore	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
i	10 ore	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
e	8 ore	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
r	4 ore	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
o	1 ora	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Profilo / mese		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12												
Mensile		1	1	1	1	1	1	1	0,5	1	1	1	0,5												

Areale																									
Giornaliero	Profilo / ore	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
	Areale	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	1	1	0,5	0,5	0,5	1	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1	1	1	1	0,1	0,1
Profilo / mese		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12												
Mensile		1	0,5	0,2	0,1	0	0	0	0	0	0,2	0,5	1												

Lineare																									
Giornaliero	Profilo / ore	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
	Urbano	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,2	0,2	0,5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,5	0,1	0,2	0,2
	Extra-Urbano	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,2	0,2	0,2
Profilo / mese		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12												
Mensile		1	1	1	1	1	1	0,7	0,7	1	1	1	1												
Extra-Urbano		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1												

Il **campo meteorologico** utilizzato per le simulazioni è stato predisposto utilizzando i dati misurati dalle centraline fisse di monitoraggio della meteorologia che compongono la rete regionale gestita da ARPA Emilia-Romagna.

L'area studio, dal punto di vista dei parametri meteorologici, può essere distinta in due zone principali caratterizzate da fattori meteorologici legati alla presenza delle colline o della vicinanza al mare. Per questo motivo, i comuni della provincia sono stati classificati in funzione della loro vicinanza alla costa o alla collina (Figura 42). Ciascuno dei due profili meteorologici sono stati elaborati utilizzando i dati misurati durante l'anno 2009 dalle seguenti stazioni:

- stazione Urbana di Ravenna: profilo meteorologico URBANO/COSTIERO;
- stazione Granarolo Faentino: profilo meteorologico COLLINARE.

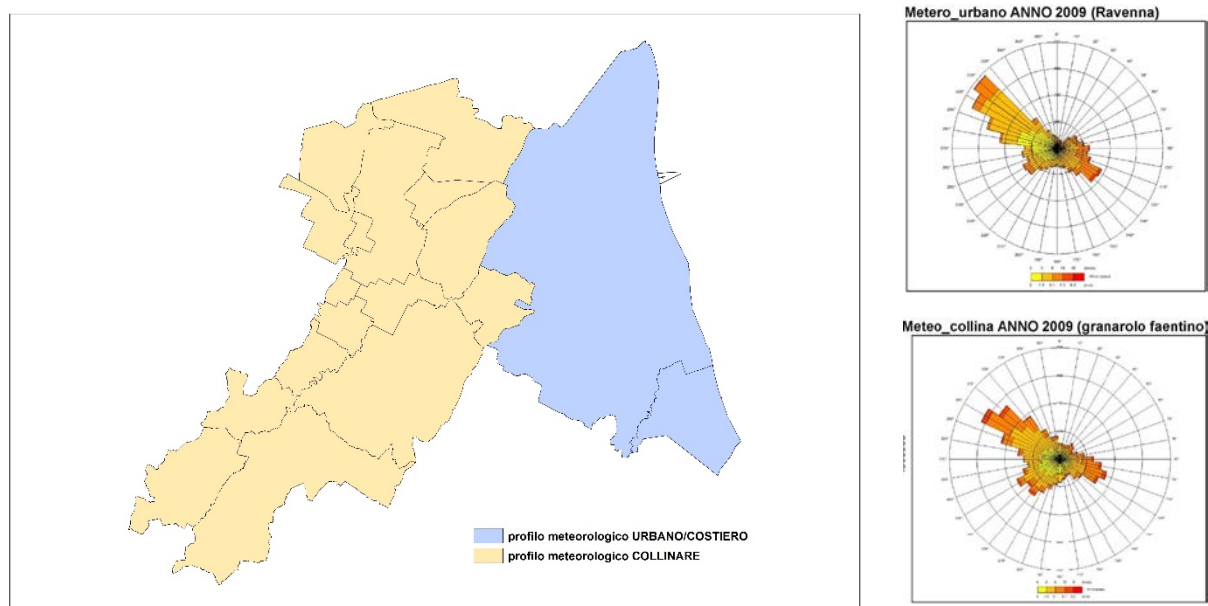


Figura 42: Profili meteorologici utilizzati ed esempio delle rose dei venti risultanti.

Per le simulazioni realizzate, sono stati selezionati alcuni principali **inquinanti atmosferici**, anche in considerazione delle informazioni relative alle emissioni fornite dall'inventario INEMAR. Gli inquinanti selezionati sono: NO₂, SO₂, CO e PM₁₀.

Non sono stati oggetto di simulazione l'O₃ ed il PM_{2.5} in quanto, nonostante simulati dal modello PESCO, non risultano disponibili informazioni relative alle emissioni a livello comunale.

I **recettori** utilizzati, diversi in funzione delle simulazioni ST e LT, sono rappresentati da elementi puntuali (coincidenti con le stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria che costituiscono la rete regionale) e da celle di dimensione 250x250 m². Un esempio è stato riportato nella Figura 41.

Infine, al modello ADMS-URBAN sono stati applicati due moduli ausiliari specifici per situazioni particolari che determinano alterazioni anche significative alla dispersione degli inquinanti atmosferici. Per le simulazioni del traffico veicolare è stato utilizzato il modulo relativo al "canyon urbano". La presenza di edifici di altezze rilevanti in prossimità della rete stradale può generare un processo fisico di ricircolo dell'aria con conseguente accumulo di inquinanti. La rappresentazione schematica di questo fenomeno viene sintetizzata nella figura seguente (Almeida et al., 1993; Arya, 1995). Nel presente studio, questo particolare modulo è stato attivato per tutti gli archi stradali che presentano abitazioni con altezza superiore a 6 metri poste ad una distanza massima di 10 metri rispetto al sedime stradale (Figura 44).

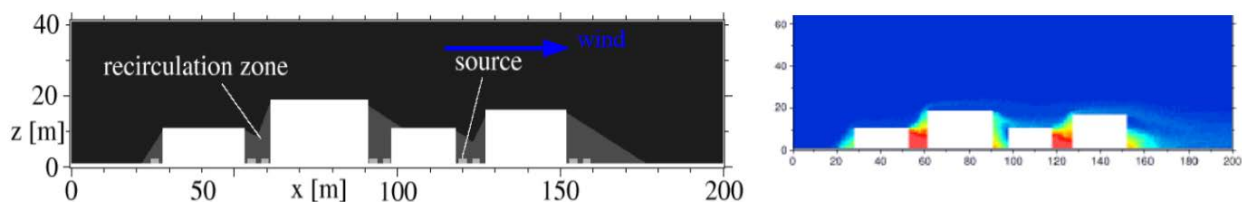


Figura 43: Effetto legato al “canyon urbano”.

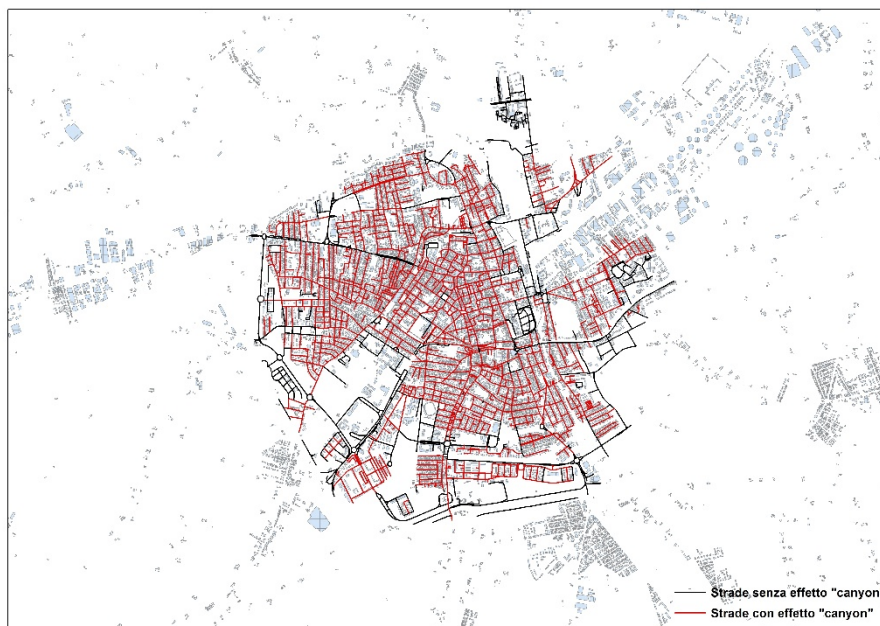


Figura 44: Estratto della rete stradale relativa all’area urbana di Ravenna per la quale è stato attivato il modulo del “canyon urbano”.

Il secondo modulo opzionale utilizzato riguarda la simulazione dell’**orografia** del suolo. Per rappresentare l’andamento altimetrico dell’intera area studio è stato utilizzato il DEM (*Digital Elevation Model*) relativo al territorio provinciale (Figura 45). Poiché nella maggior parte dei comuni presenti nell’area studio le quote del suolo risultano modeste, il modulo “complex terrain” è stato applicato solo per i comuni di Brisighella, Casola Valsenio e Riolo Terme in quanto presentano le quote maggiori rispetto al valore medio del territorio provinciale.

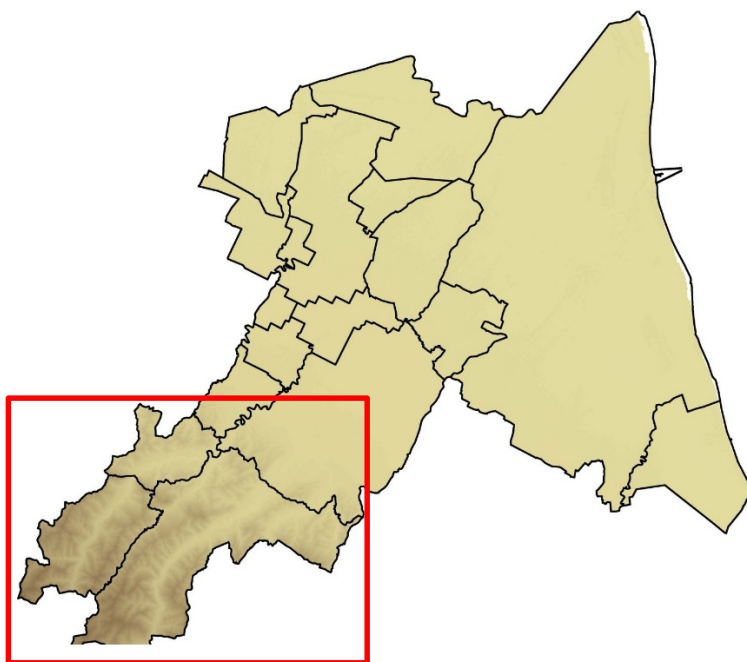


Figura 45: DEM relativo al territorio provinciale e riquadro relativo ai territori per i quali è stato applicato il modulo “complex terrain” del modello ADMS-URBAN.

Simulazioni ST e verifica delle performance del modello

Le simulazioni condotte in modalità ST sono state effettuate utilizzando come recettori le centraline di monitoraggio della rete regionale allo scopo di confrontare i valori medi orari di concentrazione simulati dal modello rispetto a quanto misurato da ciascuna centralina fissa per verificare le performance del modello ADMS-URBAN. Il confronto è stato realizzato sui valori di concentrazione orari o giornalieri.

La valutazione delle performance è stata realizzata utilizzando appositi indici statistici indicati dalla normativa sulla qualità dell'aria (Direttiva 2008/50/CE e D.Lgs 155/2010) e dalla letteratura scientifica (Wilmott, 1982; Hass et al., 1997; Karppinen et al., 2000; Ellis et al., 2001; Kousa et al., 2001; Oetl et al., 2001; Elbir, 2003; Kukkonen et al., 2003; Biancotto et al., 2004; Righi et al., 2009; D'Isidoro et al., 2013). Gli indici statistici utilizzati nel presente studio sono i seguenti:

- Media aritmetica. Esprime quel valore che sostituito a ciascun degli n dati ne fa rimanere costante la somma;
- Incertezza. Rappresenta il rapporto tra i valori medi delle misure e delle simulazioni;
- Bias. Esprime la differenza tra il valore medio simulato e misurato;
- Fractional Bias (FB). Rappresenta una misura di quanto i valori medi di concentrazione simulati differiscono dai corrispondenti valori misurati;

-
- Deviazione standard. Esprime la dispersione dei dati intorno ad un valore atteso;
 - Coefficiente di correlazione (R). Esprime la relazione tra due variabili casuali tale che a ciascun valore della prima variabile corrisponda con una certa regolarità un valore della seconda. Il coefficiente R si definisce come il rapporto fra la covarianza delle due serie (X, Y) di dati ed il prodotto delle deviazioni standard di ogni serie;
 - Fattore due (FA2). Rappresenta la frazione delle concentrazioni simulate entro un fattore 2 dei corrispondenti valori misurati;
 - Normalized Mean Squared Error (NMSE). Misura la differenza media tra le concentrazioni simulate e misurate;
 - Index of Agreement (IOA). Rappresenta una misura standardizzata del grado predizione del modello rispetto ai valori misurati;
 - Errore Relativo (ER). Esprime il rapporto tra l'errore assoluto e il valore medio della serie di misure, rappresentando la precisione della stima rispetto ai valori misurati.

La valutazione delle performance è stata condotta sui risultati conseguiti attraverso le simulazioni modellistiche per entrambe le seguenti situazioni:

- valori di concentrazione per ciascun inquinante considerando tutte le sorgenti emissive censite **SENZA** l'aggiunta di valori di concentrazione di fondo;
- valori di concentrazione per ciascun inquinante considerando tutte le sorgenti emissive censite **CON** l'aggiunta di valori di concentrazione di fondo.

I valori di fondo sono stati aggiunti per i seguenti inquinanti: NO₂, PM₁₀, SO₂ e CO. Per NO₂ e PM₁₀, il valore del fondo è stato ricavato dai valori simulati dal modello PESCO in corrispondenza dei punti coincidenti con le stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria. L'aggiunta del fondo, in questo caso, è stata realizzata applicando un modello di regressione multipla multivariata (descritta in precedenza). I coefficienti di regressione sono stati calcolati in relazione a 3 stazioni fisse di monitoraggio rappresentative delle condizioni di inquinamento da traffico, di fondo ed industriale. Ciascuna cella del territorio provinciale è stata quindi classificata secondo queste 3 categorie e per ciascuna di esse il fondo è stato aggiunto applicando i corrispondenti coefficienti di regressione. Le stazioni selezionate sono le seguenti:

- NO₂: Rocca Brancaleone, Giardini pubblici, Via dei Germani;
- PM₁₀: Zalamella, Delta Cervia, Via dei Germani.

I coefficienti di regressione utilizzati per gli NO₂ ed il PM₁₀ vengono riportati nella Tabella 26.

Tabella 26: Coefficienti di regressione per NO₂ e PM₁₀.

Stazione di monitoraggio	Inquinante	Coefficienti		
		β_0	β_1	Cost.
Rocca Brancaleone	NO ₂	0.60	0.27	13.52
Zalamella	PM ₁₀	0.55	1.99	6.89
Giardini pubblici	NO ₂	0.87	0.11	1.36
Delta Cervia	PM ₁₀	0.89	0.58	1.58
Via dei Germani	NO ₂	0.70	0.62	5.59
	PM ₁₀	0.45	1.65	4.62

Per l'SO₂, il valore di fondo utilizzato è stato imposto uguale a 5 µg/m³.

Infine, per il CO, il fondo in corrispondenza di ciascun punto recettore è stato calcolato come media dei valori di concentrazione misurati dalla corrispondente centralina di monitoraggio durante le 8 ore precedenti. Questo valore è stato sommato ai risultati ottenuti dalle simulazioni condotte (Righi et al., 2009).

Nelle Tabelle seguenti vengono riportati i risultati dell'analisi statistica senza e con l'aggiunta del fondo per ciascun inquinante analizzato e rispetto ciascuna centralina che compone la rete di monitoraggio presente sull'area studio. I colori verde e rosso delle celle forniscono un giudizio sintetico sul risultato di ciascun indice statistico²¹.

²¹ Verde: performance soddisfacente; Bianco: risultato intermedio Rosso: performance non soddisfacente.

Tabella 27: Indici statistici per la valutazione delle performance del modello ADMS-URBAN rispetto ai dati misurati SENZA l'aggiunta dei valori di fondo.

NO2	MEDIAo	MEDIAp	BIAS (o)	FB (o)	SIGMAo	SIGMAp	FS (o)	COR (i)	FA2 (100)	NMSE (o)	NMSE2 (o)	WNNR (o)	NNR (o)	IOA (i)	Oss.valide
Ballirana	22.63	2.45	20.18	1.61	15.31	4.17	1.14	0.09	6.32	11.68	1.26	12.67	5.98	0.43	MEDIE ORARIE NO 7585
Cervia	13.31	2.71	10.60	1.32	8.73	4.66	0.61	0.32	10.10	5.10	1.04	5.69	4.26	0.50	MEDIE ORARIE NO 6928
Zalamella	41.20	11.99	29.21	1.10	22.26	14.86	0.40	0.34	18.81	2.73	0.79	2.99	2.01	0.49	MEDIE ORARIE NO 8664
Caorle	25.35	9.27	16.08	0.93	17.57	12.26	0.36	0.47	23.19	2.19	0.80	2.42	1.58	0.60	MEDIE ORARIE NO 7841
Giardini	21.45	10.64	10.80	0.67	14.82	13.57	0.09	0.58	33.37	1.25	0.62	1.41	0.96	0.69	MEDIE ORARIE NO 6089
Rocca	32.22	12.30	19.92	0.89	18.25	14.73	0.21	0.49	21.60	1.73	0.66	1.91	1.54	0.58	MEDIE ORARIE NO 8463
SAPIR	47.11	6.04	41.07	1.55	29.31	6.69	1.26	0.31	5.69	8.67	1.11	8.80	4.52	0.45	MEDIE ORARIE NO 7720
Marconi	41.53	13.02	28.51	1.05	31.76	14.96	0.72	0.78	20.17	2.41	0.76	2.41	1.48	0.62	MEDIE ORARIE NO 8757
Bucci	28.55	6.50	22.04	1.26	21.01	8.45	0.85	0.45	11.42	4.51	1.03	4.71	2.67	0.52	MEDIE ORARIE NO 8592
Germani	24.87	5.45	19.42	1.28	18.16	6.87	0.90	0.44	12.16	4.76	1.04	4.98	2.90	0.52	MEDIE ORARIE NO 8251
Marani	32.80	4.61	28.19	1.51	26.29	5.77	1.28	0.16	12.08	9.72	1.37	10.48	3.32	0.45	MEDIE ORARIE NO 8582
Marina	21.78	4.42	17.36	1.32	16.51	5.96	0.94	0.35	11.03	5.61	1.14	5.99	3.01	0.50	MEDIE ORARIE NO 7998
Zorabini	15.73	3.24	12.49	1.32	14.34	4.70	1.01	0.13	18.25	7.19	1.48	8.71	2.44	0.45	MEDIE ORARIE NO 7550
SO2	MEDIAo	MEDIAp	BIAS (o)	FB (o)	SIGMAo	SIGMAp	FS (o)	COR (i)	FA2 (100)	NMSE (o)	NMSE2 (o)	WNNR (o)	NNR (o)	IOA (i)	Oss.valide
Caorle	7.01	3.33	3.68	0.71	3.25	4.31	-0.28	0.14	27.18	1.66	0.79	1.94	1.54	0.42	MEDIE ORARIE SO 8028
Rocca	2.76	5.08	-2.31	-0.59	2.36	4.41	-0.61	0.54	68.95	1.36	2.51	0.21	0.33	0.59	MEDIE ORARIE SO 3662
SAPIR	8.95	6.12	2.83	0.38	9.00	9.80	-0.09	0.15	29.78	2.89	1.98	3.87	1.46	0.44	MEDIE ORARIE SO 8596
Germani	5.61	4.84	0.77	0.15	7.63	7.82	-0.02	0.19	31.44	3.56	3.07	4.73	1.38	0.44	MEDIE ORARIE SO 7436
Marani	2.71	3.58	-0.86	-0.27	4.20	6.81	-0.47	0.08	27.39	6.21	8.19	7.38	1.55	0.26	MEDIE ORARIE SO 3618
AGIP	1.77	2.36	-0.59	-0.29	2.61	4.05	-0.43	0.07	29.22	5.29	7.04	6.46	1.36	0.24	MEDIE ORARIE SO 2156
Marina	2.19	3.35	-1.16	-0.42	2.80	5.27	-0.61	0.10	31.90	4.63	7.08	4.03	1.26	0.27	MEDIE ORARIE SO 6539
Zorabini	1.67	2.53	-0.86	-0.41	1.92	4.03	-0.71	0.03	27.75	4.80	7.27	4.49	1.41	0.19	MEDIE ORARIE SO 6241
CO	MEDIAo	MEDIAp	BIAS (o)	FB (o)	SIGMAo	SIGMAp	FS (o)	COR (i)	FA2 (100)	NMSE (o)	NMSE2 (o)	WNNR (o)	NNR (o)	IOA (i)	Oss.valide
Zalamella	0.64	0.09	0.55	1.50	0.36	0.13	0.94	0.26	6.64	7.24	1.03	7.39	4.90	0.43	MEDIE ORARIE CO 8666
Rocca	0.39	0.11	0.28	1.11	0.31	0.14	0.78	0.36	19.56	3.75	1.07	4.18	1.92	0.49	MEDIE ORARIE CO 7653
Marconi	0.73	0.12	0.61	1.44	0.34	0.15	0.79	0.41	6.53	5.41	0.88	5.44	4.55	0.43	MEDIE ORARIE CO 8375
Bucci	0.82	0.08	0.73	1.62	0.23	0.11	0.69	0.35	1.71	8.42	0.88	8.42	8.38	0.33	MEDIE ORARIE CO 2334
PM10	MEDIAo	MEDIAp	BIAS (o)	FB (o)	SIGMAo	SIGMAp	FS (o)	COR (i)	FA2 (100)	NMSE (o)	NMSE2 (o)	WNNR (o)	NNR (o)	IOA (i)	Oss.valide
CERVIA	23.16	1.34	21.82	1.78	11.46	1.00	1.68	0.51	0.00	19.26	1.11	19.26	13.93	0.38	GIORNALIERI 273
MARCONI	31.07	5.05	26.02	1.44	16.06	4.27	1.16	0.58	2.58	5.57	0.91	5.57	4.36	0.43	GIORNALIERI 349
BUCCI	23.72	2.89	20.84	1.57	11.41	3.17	1.13	0.56	0.87	7.79	0.95	7.79	6.62	0.40	GIORNALIERI 231
ROCCA	30.14	4.57	25.56	1.47	14.72	3.33	1.26	0.57	1.13	5.99	0.91	5.99	4.59	0.42	GIORNALIERI 354
CAORLE	30.96	4.01	26.95	1.54	15.54	3.28	1.30	0.56	1.50	7.43	0.96	7.43	5.69	0.41	GIORNALIERI 334
ALAMELLA	31.65	4.10	27.55	1.54	15.10	2.40	1.45	0.47	0.00	7.38	0.96	7.38	5.28	0.40	GIORNALIERI 336
GIARDINI	25.25	4.18	21.07	1.43	11.26	3.87	0.98	0.52	3.85	5.12	0.85	5.12	4.22	0.42	GIORNALIERI 234
SAPIR	44.99	4.08	40.91	1.67	23.44	1.90	1.70	0.20	0.00	12.05	1.09	12.05	7.10	0.41	GIORNALIERI 357
GERMANI	23.85	4.20	19.65	1.40	13.93	2.44	1.40	0.47	3.43	5.52	0.97	5.54	3.08	0.44	GIORNALIERI 350
MARANI	26.88	2.49	24.39	1.66	12.31	1.25	1.63	0.16	0.29	11.08	1.03	11.08	7.30	0.38	GIORNALIERI 343
AGIP	24.36	1.93	22.43	1.71	11.05	1.09	1.64	0.21	0.30	13.18	1.05	13.18	8.90	0.38	GIORNALIERI 338

Tabella 28: Indici statistici per la valutazione delle performance del modello ADMS-URBAN rispetto ai dati misurati CON l'aggiunta dei valori di fondo.

NO ₂	MEDIA _o	MEDIA _p	Incert.	BIAS (o)	FB (o)	SIGMA _o	SIGMA _p	FS (o)	COR (t)	FA ₂ (100)	NMSE (o)	NMSE ₂ (o)	WNNR (o)	NNR (o)	IOA (t)	Oss.valide
Ballirana	22.63	20.10	-11.16	2.53	0.12	15.31	12.68	0.19	0.80	89.52	0.20	0.18	0.18	0.09	0.88	MEDIE ORARIE NO 7588
Cervia	13.31	13.48	1.24	-0.17	-0.01	8.73	8.99	-0.03	0.85	88.21	0.13	0.13	0.10	0.10	0.92	MEDIE ORARIE NO 6932
Zalamella	41.21	32.87	-20.24	8.34	0.23	22.26	12.25	0.58	0.69	87.57	0.25	0.20	0.26	0.17	0.72	MEDIE ORARIE NO 8667
Caorle	25.35	24.49	-3.38	0.86	0.03	17.57	19.05	-0.08	0.81	85.06	0.21	0.20	0.16	0.16	0.90	MEDIE ORARIE NO 7844
Giardini	21.45	21.27	-0.84	0.18	0.01	14.81	14.14	0.05	0.94	94.93	0.06	0.06	0.03	0.05	0.97	MEDIE ORARIE NO 6092
Rocca	32.23	32.15	-0.25	0.08	0.00	18.25	14.10	0.26	0.77	91.82	0.13	0.13	0.12	0.11	0.86	MEDIE ORARIE NO 8464
SAPIR	47.12	26.64	-43.47	20.48	0.56	29.31	14.04	0.70	0.63	58.31	0.76	0.43	0.82	0.42	0.62	MEDIE ORARIE NO 7721
Marconi	34.20	29.98	-12.33	4.22	0.13	15.57	12.35	0.23	0.98	99.99	0.03	0.03	0.03	0.02	0.95	MEDIE ORARIE NO 8760
Bucci	28.54	28.60	0.20	-0.06	0.00	21.01	19.11	0.09	0.87	89.78	0.14	0.14	0.11	0.11	0.93	MEDIE ORARIE NO 8595
Germani	24.86	24.13	-2.93	0.73	0.03	18.16	13.72	0.28	0.71	72.12	0.27	0.26	0.27	0.30	0.82	MEDIE ORARIE NO 8258
Marani	32.81	26.26	-19.95	6.54	0.22	26.29	13.15	0.67	0.60	67.14	0.57	0.46	0.66	0.35	0.67	MEDIE ORARIE NO 8585
Marina	21.77	18.90	-13.17	2.87	0.14	16.51	12.40	0.28	0.65	73.20	0.41	0.36	0.44	0.27	0.78	MEDIE ORARIE NO 8005
Zorabini	15.72	21.16	34.60	-5.44	-0.29	14.34	12.18	0.16	0.57	50.86	0.56	0.75	0.45	0.60	0.71	MEDIE ORARIE NO 7556
SO ₂	MEDIA _o	MEDIA _p	Incert.	BIAS (o)	FB (o)	SIGMA _o	SIGMA _p	FS (o)	COR (t)	FA ₂ (100)	NMSE (o)	NMSE ₂ (o)	WNNR (o)	NNR (o)	IOA (t)	Oss.valide
Caorle	7.01	7.14	1.86	-0.13	-0.02	3.25	3.81	-0.16	0.06	78.90	0.47	0.48	0.30	0.24	0.36	MEDIE ORARIE SO 8028
Rocca	2.76	7.31	164.57	-4.55	-0.90	2.36	3.71	-0.45	0.01	30.48	1.98	5.23	0.66	1.19	0.28	MEDIE ORARIE SO 3662
SAPIR	8.95	9.98	11.56	-1.03	-0.11	9.00	9.58	-0.06	0.16	56.29	1.63	1.82	1.57	0.51	0.41	MEDIE ORARIE SO 8596
Germani	5.61	8.85	57.68	-3.24	-0.45	7.62	7.57	0.01	0.17	34.06	2.13	3.36	2.29	1.02	0.39	MEDIE ORARIE SO 7436
Marani	2.72	8.57	215.49	-5.86	-1.04	4.21	6.80	-0.47	0.08	17.73	4.03	12.71	3.56	1.63	0.24	MEDIE ORARIE SO 3618
AGIP	1.77	6.89	288.68	-5.11	-1.18	2.61	3.52	-0.30	0.07	8.07	3.61	14.03	3.24	2.60	0.24	MEDIE ORARIE SO 2156
Marina	2.19	7.30	232.83	-5.11	-1.08	2.80	4.80	-0.53	0.11	16.16	3.37	11.22	2.03	1.83	0.27	MEDIE ORARIE SO 6539
Zorabini	1.67	6.55	292.68	-4.89	-1.19	1.92	3.49	-0.58	0.02	9.86	3.61	14.17	2.36	2.30	0.20	MEDIE ORARIE SO 6241
CO	MEDIA _o	MEDIA _p	Incert.	BIAS (o)	FB (o)	SIGMA _o	SIGMA _p	FS (o)	COR (t)	FA ₂ (100)	NMSE (o)	NMSE ₂ (o)	WNNR (o)	NNR (o)	IOA (t)	Oss.valide
Zalamella	0.64	0.16	-75.59	0.49	1.22	0.36	0.23	0.45	0.53	13.50	3.29	0.80	3.38	2.84	0.53	MEDIE ORARIE CO 8668
Rocca	0.39	0.16	-58.72	0.23	0.83	0.31	0.20	0.43	0.51	31.64	2.00	0.83	2.27	1.25	0.61	MEDIE ORARIE CO 7655
Marconi	0.73	0.18	-75.64	0.55	1.22	0.34	0.22	0.45	0.55	12.13	2.99	0.73	3.01	2.85	0.49	MEDIE ORARIE CO 8378
Bucci	0.82	0.14	-82.46	0.67	1.40	0.23	0.18	0.24	0.56	5.35	4.22	0.74	4.22	4.70	0.37	MEDIE ORARIE CO 2335
PM ₁₀	MEDIA _o	MEDIA _p	Incert.	BIAS (o)	FB (o)	SIGMA _o	SIGMA _p	FS (o)	COR (t)	FA ₂ (100)	NMSE (o)	NMSE ₂ (o)	WNNR (o)	NNR (o)	IOA (t)	Oss.valide
CERVIA	22.98	21.82	-5.04	1.16	0.05	11.40	11.43	0.00	0.83	92.86	0.09	0.09	0.09	0.07	0.91	GIORNALIERI 273
MARCONI	30.90	30.39	-1.64	0.51	0.02	15.98	11.44	0.33	0.67	94.66	0.15	0.15	0.15	0.09	0.79	GIORNALIERI 349
BUCCI	23.64	27.25	15.29	-3.61	-0.14	11.32	15.94	-0.34	0.68	88.14	0.23	0.27	0.15	0.15	0.78	GIORNALIERI 236
ROCCA	29.89	34.09	14.03	-4.19	-0.13	14.70	15.09	-0.03	0.67	89.75	0.16	0.19	0.12	0.12	0.79	GIORNALIERI 361
CAORLE	30.83	35.36	14.70	-4.53	-0.14	15.51	21.18	-0.31	0.58	81.36	0.30	0.34	0.23	0.21	0.72	GIORNALIERI 338
ZALAMELLA	31.38	30.82	-1.79	0.56	0.02	15.07	11.43	0.27	0.70	95.04	0.12	0.12	0.12	0.09	0.82	GIORNALIERI 336
GIARDINI	25.05	32.04	27.91	-6.99	-0.24	11.21	18.21	-0.48	0.61	78.33	0.32	0.41	0.20	0.22	0.69	GIORNALIERI 240
SAPIR	44.77	25.71	-42.57	19.06	0.54	23.36	10.06	0.80	0.39	63.46	0.72	0.41	0.77	0.35	0.52	GIORNALIERI 364
GERMANI	23.64	23.13	-2.19	0.52	0.02	13.88	9.19	0.41	0.61	83.75	0.22	0.22	0.24	0.17	0.74	GIORNALIERI 350
MARANI	26.66	21.00	-21.26	5.67	0.24	12.31	7.73	0.46	0.43	83.71	0.29	0.23	0.32	0.17	0.59	GIORNALIERI 350
AGIP	24.18	19.59	-18.99	4.59	0.21	11.08	7.90	0.33	0.49	85.13	0.25	0.21	0.27	0.16	0.65	GIORNALIERI 343

	ER (%) giorn	ER (%) annuo	ER (%) orario	ER (%) annuo	ER (%) orario	ER (%) 8h
	PM10	PM10	NO2	NO2	SO2	CO
Ballirana			23.83	0.36		
Cervia	-0.60	2.90	1.68			
Marconi	7.00	1.26	54.32	28.8		15.74
Bucci	10.20	1.32	10.9	0.43		7.75
Rocca	9.20	1.08	9.22	0.14	-4.57	6.61
Caorle	6.68	1.27	-1.42	0.17	-8.71	
Zalamella	7.74	1.40	35.2	0.17		14.35
Giardini	13.00	1.08	-0.33	0.33		
Sapir	8.00	0.49	24.5	0.69	13.57	
Germani	20.20	1.29	9.16	0.64	-6.33	
Marani	24.80	0.63	53.29	0.6	1.25	
Agip	13.60	0.84			-1.77	
Marina			10.46	1.38	-7.88	
Zorabini			20.95	1.07	-3.44	
Obiettivo	non definito	50%	50%	30%	50%	50%
Valide		100%	85%	100%	100%	100%
MER	24.8	2.9	53.29	28.8	13.57	15.74

Nelle figure seguenti vengono ripotati gli andamenti mensili delle concentrazioni degli inquinanti considerati senza e con l'aggiunta del fondo in corrispondenza di alcune specifiche centraline di monitoraggio. Queste rappresentazioni risultano utili per apprezzare il contributo dei valori di concentrazione di fondo alla valutazione.

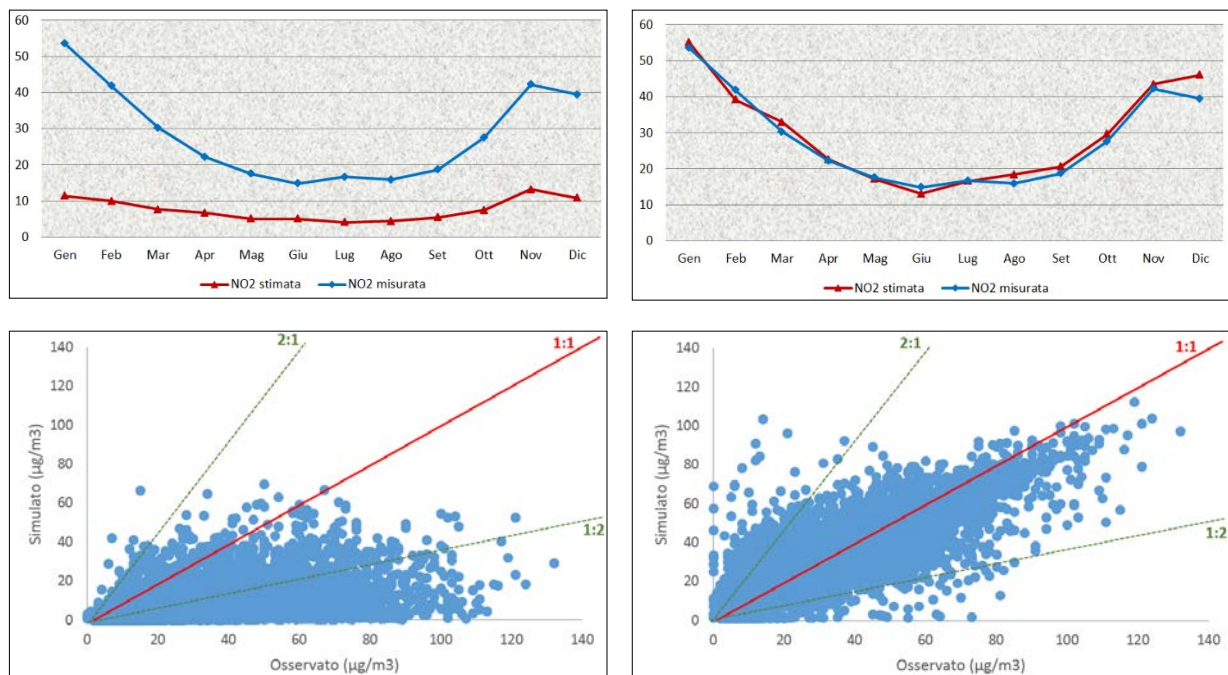


Figura 46: Andamento mensile e scatter plot delle concentrazioni di NO₂ senza (sinistra) e con (destra) il fondo in corrispondenza della centralina Parco Bucci.

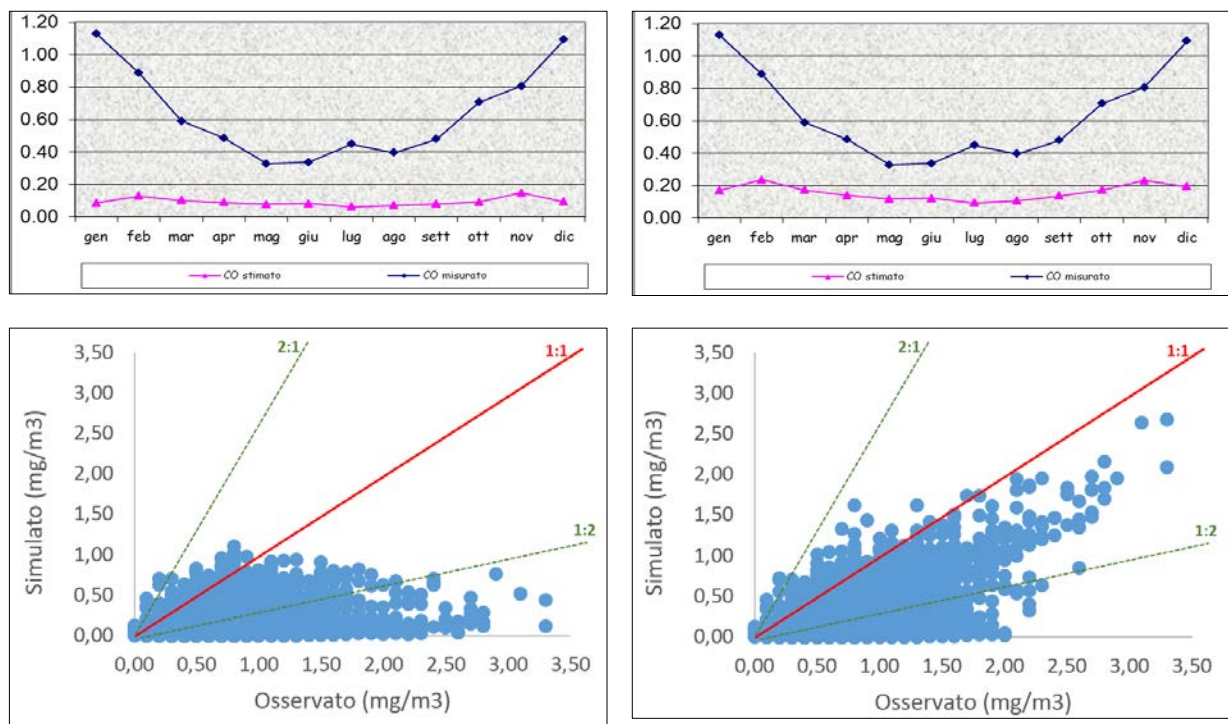


Figura 47: Andamento mensile e scatter plot delle concentrazioni di CO senza (sinistra) e con (destra) il fondo in corrispondenza della centralina Zalamella.

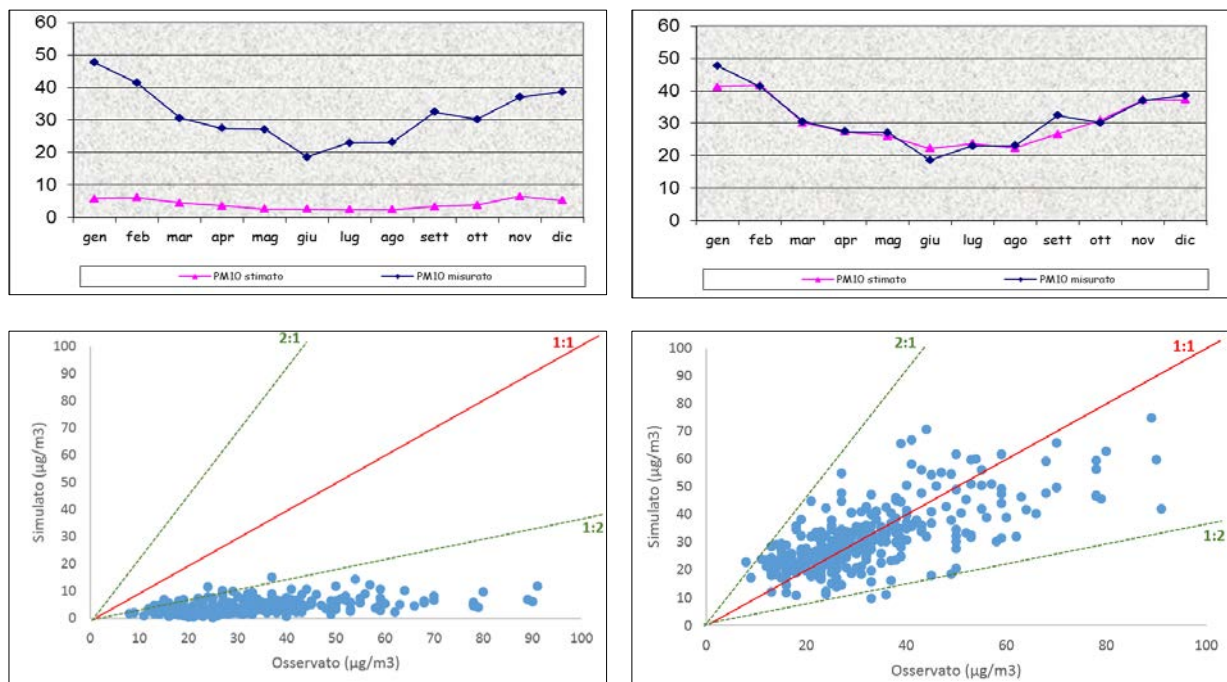


Figura 48: Andamento mensile e scatter plot delle concentrazioni di PM₁₀ senza (sinistra) e con (destra) il fondo in corrispondenza della centralina Zalamella.

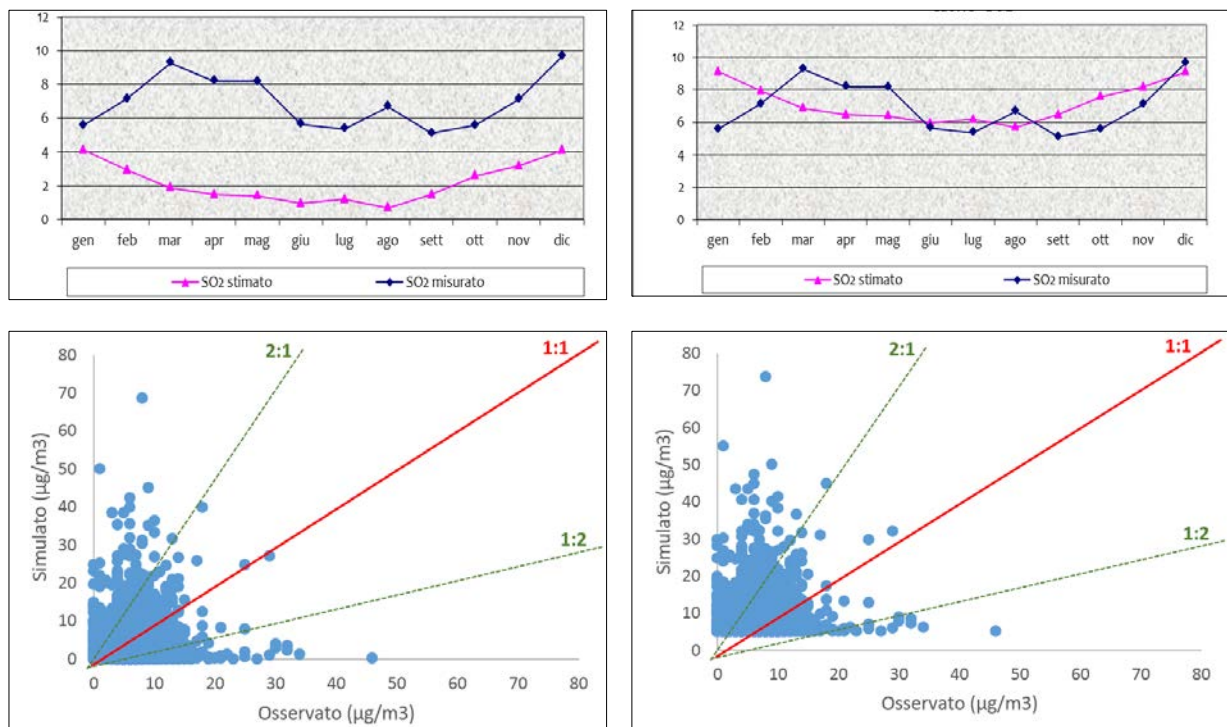


Figura 49: Andamento mensile e scatter plot delle concentrazioni di SO₂ senza (sinistra) e con (destra) il fondo in corrispondenza della centralina Caorle.

Le valutazioni delle performance condotte attraverso l'utilizzo degli indici statistici descritti e calcolati nel presente studio sono stati confrontati con i medesimi indici calcolati da ARPA

Sezione Provinciale di Ravenna (Luciali et al., 2012) come risultato di un lavoro di simulazione dell'inquinamento atmosferico per il territorio provinciale attraverso l'utilizzo del modello ADMS-URBAN, ma applicando input diversi per la caratterizzazione delle sorgenti emissive.

Di seguito vengono riportate alcune tabelle comparative per due indici calcolati in relazione ai risultati conseguiti nel presente studio (a) rispetto a quanto ottenuto da ARPA (b)²².

Tabella 29: Confronto di alcuni indici statistici calcolati in questo lavoro a) e da Arpa Ravenna b).

NO ₂ (µg/m ³)	Media annua misurata	Media annua stimata a	Media annua stimata b	Correlazione a	Correlazione b
Zalamella	41.2	32.8	47.7	0.7	0.5
Caorle	25.3	24.5	29.0	0.8	0.5
Rocca Brancaleone	32.2	32.1	44.2	0.8	0.5
SAPIR	47.1	26.6	37.1	0.6	0.4
Via dei Germani	24.8	24.1	27.7	0.7	0.5
Marani	32.8	26.3	60.2	0.6	0.2
Marina di Ravenna	21.7	18.9	29.2	0.7	0.5
Zorabini	16.2	21.2	11.4	0.6	0.1

CO (mg/m ³)	Media annua misurata	Media annua stimata a	Media annua stimata b	Correlazione a	Correlazione b
Zalamella	0.6	0.2	0.2	0.5	0.6
Rocca Brancaleone	0.4	0.2	0.2	0.5	0.5

PM ₁₀ (µg/m ³)	Media annua misurata	Media annua stimata a	Media annua stimata b	Correlazione a	Correlazione b
Rocca Brancaleone	29.8	34.1	27.5	0.7	0.8
Caorle	30.6	35.4	27.5	0.6	0.8
Zalamella	31.3	30.8	27.7	0.7	0.8
SAPIR	45.3	25.8	40.5	0.4	0.5

²² In entrambi i casi sono stati utilizzati anche i valori di concentrazione di fondo. Nei due studi sono state applicate modalità diverse di calcolo di questi valori.

Via dei Germani	23.6	23.1	28.9	0.6	0.8
Azienda Marani	26.9	21.0	29.5	0.4	0.8

Infine, vengono riportati gli andamenti mensili presentati da ARPA e confrontabili con la Figura 47 e la Figura 48.

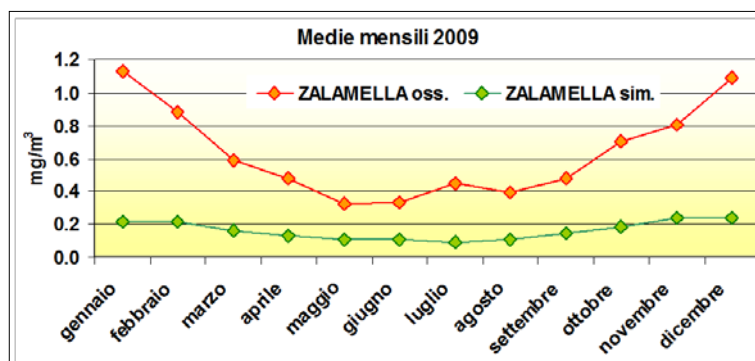


Figura 50: Andamento mensile delle concentrazioni di CO della centralina Zalamella ottenuti da ARPA Sezione Provinciale di Ravenna.

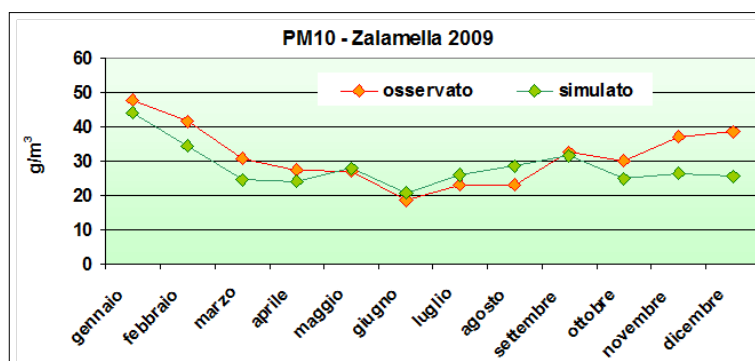


Figura 51: Andamento mensile delle concentrazioni di PM₁₀ della centralina Zalamella ottenuti da ARPA Sezione Provinciale di Ravenna.

Simulazioni LT

In relazione ai risultati ottenuti attraverso le simulazioni condotte in modalità ST e la relativa analisi statistica delle performance del modello, sono state elaborate le 1100 simulazioni in modalità LT necessarie per ottenere il campo di concentrazione degli inquinanti atmosferici per l'intero territorio provinciale. Le simulazioni realizzate in modalità LT, hanno permesso di determinare il campo di concentrazione degli inquinanti atmosferici selezionati per l'intero dominio di studio, determinando valori di concentrazione medi mensili in corrispondenza di ciascuna delle 30618 celle che costituiscono il grigliato riportato nella Figura 41.

Anche in questo caso, ai valori di concentrazione simulati dal modello ADMS-URBAN sono stati aggiunti i relativi valori di concentrazione di fondo.

Nella Mappa 2 vengono riportati i campi di concentrazione ottenuti attraverso le simulazioni descritte (alle quali sono già stati aggiunti i valori di concentrazione di fondo). In particolare, vengono riportati come esempio i campi di concentrazione per ciascun inquinante considerato sull'intera area studio come media mensile o media annua, una visione di dettaglio per l'area urbana di Ravenna ed un confronto tra il valore di fondo in una determinata area rispetto al valore finale di concentrazione ottenuto attraverso il modello ADMS-URBAN (riquadro in basso a destra). Quest'ultimo elemento grafico risulta utile in quanto permette di sottolineare come il valore di fondo (con risoluzione di 1 km²) risulti poco adatto allo scopo del presente studio che invece intende operare con una risoluzione maggiore. Al contrario, le simulazioni condotte con il modello ADMS-URBAN risultano di fondamentale importanza in quanto garantiscono un maggiore dettaglio delle informazioni relative all'inquinamento atmosferico ed una variabilità nel campo di concentrazione che le simulazioni del modello PESCO non è in grado di fornire²³.

Considerazioni conclusive sull'utilizzo del modello ADMS-URBAN

Le simulazioni condotte in modalità ST hanno permesso di realizzare una valutazione delle performance del modello utilizzato, analizzando specifici indici statistici applicati per confrontare i dati simulati dal modello rispetto a quanto misurato da ciascuna centralina di monitoraggio della qualità dell'aria.

I risultati riportati nella Tabella 27 (concentrazioni simulate dal modello ADMS-URBAN senza l'aggiunta del fondo) evidenziano una generale e marcata sottostima delle concentrazioni simulate dal modello ADMS-URBAN, in particolare per gli NO₂ e PM₁₀. Questo generale andamento viene confermato anche da altri lavori analoghi presentati in letteratura (Carruthers et al., 1999; Hall et al., 2000; Ellis et al., 2001; Hanna et al., 2001; CERC, 2003; Chang et al., 2004; Cavaggion, 2005; Brooke et al., 2007; Marinello, 2008; Carruthers, 2010; Mohan et al., 2011; Habeebullah et al., 2012). Tale andamento viene confermato anche dalla Figura 46, Figura 47, Figura 48 e Figura 49.

Senza l'aggiunta delle concentrazioni di fondo, gli indici statistici calcolati non evidenziano buone performance del modello, fatta eccezione per alcune sporadiche situazioni (es. centralina Giardini per gli NO₂ e centralina Rocca Brancaleone per l'SO₂).

Le concentrazioni di fondo rappresentano un elemento di fondamentale importanza nell'applicazione di modelli numerici in quanto rappresentano valori di concentrazione che il modello non è in grado di determinare perché non direttamente imputabili alle sorgenti trattate.

²³ Nel caso dell'O₃ e del PM_{2.5} non sono state condotte simulazioni mediante il modello ADMS-URBAN. Le figure riportate si riferiscono al campo di concentrazione ottenuto dal modello PESCO.

Questo aspetto viene spesso ribadito nei lavori scientifici relativi alla modellazione degli inquinanti in atmosfera (Finzi et al., 1991; Cirillo et al., 1996; Tirbassi et al., 2003; ICP, 2004; Deserti et al., 2005; Tubino et al., 2007; Sozzi et al., 2008; Shrouds, 2010; Tchepel et al., 2010). Infatti, dall'analisi dei valori di concentrazione di fondo, i risultati statistici risultano migliorare notevolmente, come riportato nella Tabella 28.

Confrontando i valori medi simulati e misurati, i risultati migliorano notevolmente, con differenze ridotte e con conseguenti Bias e FB prossimi ai valori ottimali. Permangono alcune situazioni con risultati ancora non del tutto soddisfacenti, ma rimangono circoscritti a pochi casi e spesso legati ad aree del territorio caratterizzate da situazioni di inquinamento altamente variabili (es. stazione SAPIR).

Attraverso l'aggiunta dei valori di fondo, la tendenza alla sottostima viene eliminata ed i dati simulati ed osservati risultano simili, con casi di inversione di tendenza caratterizzati dalla sovrastima dei dati simulati (nei casi in cui il FB assume valori negativi) come osservabile anche nella Figura 46, Figura 47, Figura 48 e Figura 49.

Le correlazioni tra le serie di dati simulati (addizionati ai relativi valori di fondo) e misurati risultano soddisfacenti nella maggior parte dei casi. Rimangono situazioni con correlazioni basse in particolare per l' SO_2 (che però presenta valori di concentrazione spesso inferiori alle soglie di rilevabilità degli strumenti di monitoraggio) e per centraline di tipo industriale. Analogamente, dopo l'aggiunta del fondo, anche FA2 e IOA assumo valori prossimi alla prestazione ideale (100 nel caso del FA2 e 1 nel caso dell'IOA) dell'indice statistico in numerosi casi. Anche l'Errore Relativo riportato nella Tabella 28 evidenzia come per tutte le centraline analizzate e tutti gli inquinanti siano caratterizzati da un errore che non supera l'obiettivo stabilito dalla normativa vigente (D.Lgs 155/2010) indicato nella Tabella. Solo in due situazioni (NO_2 orario in corrispondenza delle centraline Azienda Marani e Marconi) l'obiettivo viene superato di qualche punto percentuale.

Questo generale miglioramento ottenuto attraverso l'aggiunta dei valori di fondo appare evidente dalle figure che riportano gli andamenti delle medie mensili degli inquinanti. Il fondo consente ai valori medi mensili di assumere spesso un andamento e valore simile ai dati misurati.

Per l' SO_2 la situazione non risulta ottimale neanche attraverso l'aggiunta delle concentrazioni di fondo. Questo inquinante non risulta particolarmente critico e spesso i valori di concentrazione risultano inferiori ai limiti di rilevabilità degli strumenti di misura.

Dal confronto di alcuni risultati statistici ottenuti nel presente studio con le medesime valutazioni condotte da ARPA Ravenna (Tabella 29, Figura 50 e Figura 51), si evidenziano risultati analoghi sia nei valori quantitativi degli indici statistici, sia negli andamenti mensili delle

concentrazioni di alcuni inquinanti in corrispondenza di una centralina di monitoraggio selezionata come esempio.

Stima delle concentrazioni di HNO_3 e delle deposizioni degli inquinanti atmosferici

Oltre al campo di concentrazione degli inquinanti atmosferici selezionati, sono stati stimati ulteriori parametri rappresentativi. In particolare:

- concentrazione media per l' HNO_3 . L' HNO_3 rappresenta un inquinante importante per la valutazione dell'erosione dei beni materiali esposti all'aperto;
- deposizione degli inquinanti atmosferici (intesa come somma delle deposizioni secche ed umide) (Sehmel, 1980; Sozzi, 2002 - 2003; Magnoni, 2005).

Queste ulteriori informazioni sono state stimate attraverso l'utilizzo di algoritmi riportati in letteratura. Il campo di concentrazione degli HNO_3 , per ciascuna cella che compone il dominio di studio, è stato calcolato attraverso la seguente relazione (ISPRA, 2011b):

$$[\text{HNO}_3] = 516 \times e^{-3400/(T+273)} \times ([\text{NO}_2] \times [\text{O}_3] \times Rh)^{0.5}$$

dove:

$[\text{HNO}_3]$: concentrazione media per l' HNO_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);

T: temperatura al suolo ($^\circ\text{C}$);

$[\text{NO}_2]$: concentrazione media per l' NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);

$[\text{O}_3]$: concentrazione media per l' O_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);

Rh: umidità relativa (%).

La stima delle deposizioni di alcuni degli inquinanti selezionati prevede, partendo dai campi di concentrazione degli inquinanti stessi e dalle informazioni relative alle caratteristiche dell'area studio, la quantificazione delle deposizioni secche (deposizioni di inquinanti che avvengono per fenomeni fisici tra le masse) e delle deposizioni umide (deposizioni di inquinanti che avvengono per effetto dell'interazione degli inquinanti con l'acqua presente in atmosfera).

Trascurando i passaggi matematici utili a ricavare le formulazioni matematiche descrittive delle deposizioni secche ed umide (Sozzi, 2003), le relazioni generali applicate nel presente studio sono le seguenti:

$$\text{Deposizione Secca} = Vd_i \times C_i$$

$$\text{Deposizione Umida} = Wd_i \times C_i$$

$$Wd_i = \alpha_u \times P$$

dove:

V_{di} : velocità di deposizione secca media per l'inquinante i-esimo (cm/s);

W_{di} : velocità di deposizione umida media per l'inquinante i-esimo (cm/s);

C_i : concentrazione media per l'inquinante i-esimo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);

P: precipitazioni (mm);

α_u : coefficiente di deposizione umida.

Mentre i parametri relativi alle concentrazioni degli inquinanti e delle precipitazioni sono caratteristici e diversi per ciascuna cella che compone l'area studio, i parametri descrittivi delle velocità di deposizione secca e umida sono stati considerati uguali e costanti per l'intero dominio analizzato. I valori vengono riportati nella tabella seguente:

Tabella 30: Parametri descrittivi delle velocità di deposizione secca e umida (Barrie, 1981; California Air Resources Board, 1990; Cesi, 2000; ENEA, 2003; Sozzi, 2003; Pryor et al., 2004).

Parametri	NO ₂	SO ₂	O ₃	PM ₁₀	HNO ₃
Vd	0.41	0.60	0.52	0.40	15.05
Wd	2.8x10 ⁻⁴				0.20
α_u	1/(1.0x10 ⁻⁴)		1/(2.7x10 ⁻³)	1/(2.2x10 ⁻⁴)	

Nella Mappa 3 vengono riportati due esempi, relativi, il primo, al campo di concentrazione per gli HNO₃ sull'intero territorio provinciale come media mensile per gennaio, mentre il secondo riporta le deposizioni totali per gli NO₂ per il mese di gennaio.

I risultati ottenuti evidenziano concentrazioni significative di HNO₃ in corrispondenza delle aree con elevate concentrazioni degli altri inquinanti utilizzati per la sua stima poiché le altre variabili presenti nella formulazione non presentano variazioni significative nelle diverse aree del territorio provinciale. Questo andamento è stato osservato per tutti i mesi dell'anno, con differenze strettamente connesse all'andamento spaziale degli inquinanti.

Anche le deposizioni di inquinanti al suolo rispecchiano la distribuzione spaziale delle concentrazioni in atmosfera di ciascun inquinante poiché le formulazioni adottate per il calcolo della deposizione secca e umida applicano coefficienti moltiplicativi caratteristici di ciascun inquinanti e relativi alle velocità di deposizione (e le precipitazioni nel caso della deposizione umida) (ENEA, 2003; Sozzi, 2003).

7.1.2.3. Verifica con le campagne realizzate da arpa durante l'anno 2009

I risultati relativi al campo di concentrazione degli inquinanti analizzati, dopo essere stati verificati con i dati misurati dalle centraline fisse di monitoraggio della qualità dell'aria, sono stati confrontati anche con i dati rilevati dal laboratorio mobile durante le campagne di monitoraggio condotte da ARPA sezione provinciale di Ravenna durante l'anno 2009.

Le campagne di misura con laboratorio mobile condotte da Arpa durante il 2009 vengono riportate nella Figura 52. Le principali informazioni descrittive di ciascuna campagna di misura vengono riportate nella Tabella 31.

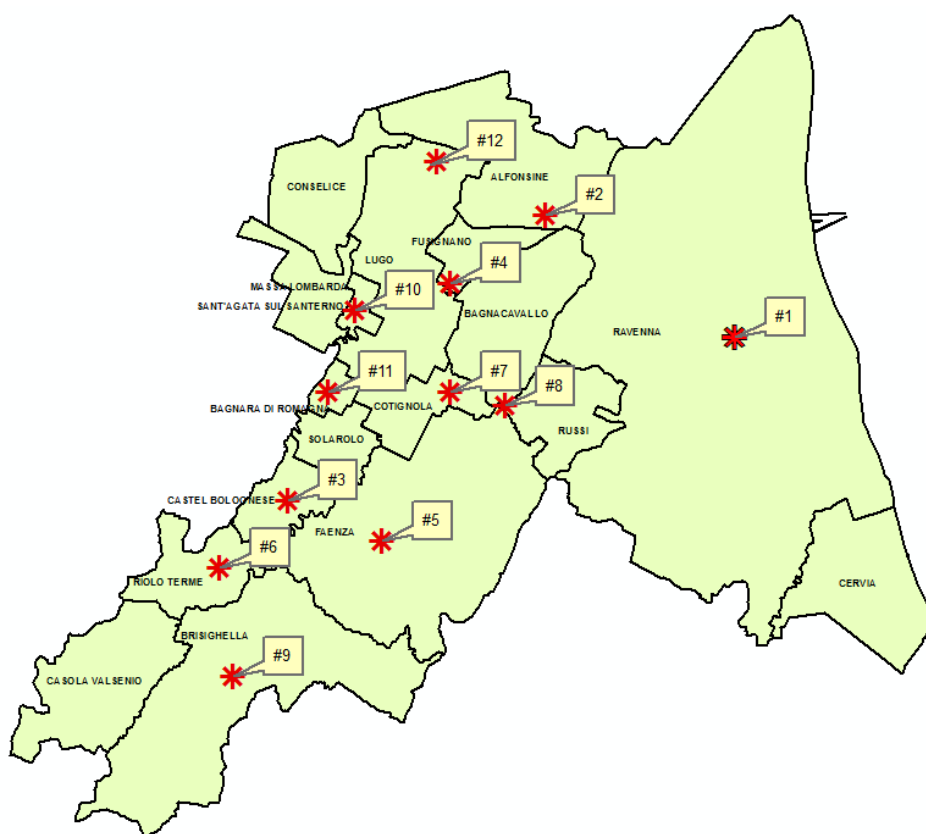


Figura 52: Distribuzione spaziale delle campagne di misura con laboratorio mobile condotte da Arpa durante il 2009.

Tabella 31: Parametri descrittivi delle campagne di monitoraggio condotte durante il 2009.

Identificativo campagna	Posizione	Tipologia di area	Inizio campagna	Fine campagna
#1	Ravenna	Traffico Urbano	30/12/2008	28/01/2009
#2	Alfonsine	Fondo Urbano Residenziale	30/01/2009	25/02/2009
#3	Castel Bolognese	Traffico Urbano	26/02/2009	25/03/2009
#4	Fusignano	Fondo Suburbano	26/03/2009	23/04/2009
#5	Faenza	Traffico Urbano	24/04/2009	24/05/2009

#6	Riolo Terme	Fondo Urbano Residenziale	26/05/2009	23/06/2009
#7	Cotignola	Fondo Urbano Residenziale	25/06/2009	21/07/2009
#8	Bagnacavallo	Fondo Urbano	24/07/2009	19/08/2009
#9	Brisighella	Fondo Urbano Residenziale	20/08/2009	17/09/2009
#10	Sant'Agata sul Santerno	Fondo Urbano Residenziale	17/09/2009	15/10/2009
#11	Bagnara di Romagna	Traffico Urbano	15/10/2009	12/11/2009
#12	Lugo	Traffico Urbano	10/12/2009	07/01/2009

Nelle tabelle seguenti vengono riportati i valori medi di concentrazione per ciascun inquinante misurati durante la campagna di misura rispetto ai dati stimati attraverso i modelli PESCO e ADMS-URBAN (con l'aggiunta dei valori di fondo).

Tabella 32: Confronto dei valori di inquinamento per l'NO₂ misurati con laboratorio mobile e simulati con i modelli matematici.

Identificativo campagna	Concentrazione media misurata dal laboratorio mobile (µg/m ³)	Concentrazione media simulata dal modello ADMS-URBAN con l'aggiunta del fondo (µg/m ³)	Differenza percentuale dato misurato e simulato da ADMS- URBAN (%)
#1	37.3	39.00	4.56
#2	24.0	32.7	36.39
#3	49.7	34.0	-31.56
#4	67.4	37.0	-45.10
#5	43.36	21.12	-51.29
#6	13.59	13.61	0.13
#7	18.16	21.47	18.24
#8	14.12	20.37	44.30
#9	12.01	11.99	-0.19
#10	20.70	20.68	-0.11
#11	20.18	35.47	75.77
#12	46.02	32.66	-29.04

Tabella 33: Confronto dei valori di inquinamento per l'O₃ misurati con laboratorio mobile e simulati con i modelli matematici.

Identificativo campagna	Concentrazione media misurata dal laboratorio mobile (µg/m ³)	Concentrazione media simulata dal modello ADMS-URBAN con l'aggiunta del fondo (µg/m ³)	Differenza percentuale dato misurato e simulato da ADMS-URBAN (%)
#1	11.91	20.14	69.06
#2	26.2	33.8	29.02
#3	33.9	46.4	36.73
#4	23.7	59.07	148.94
#5	69.79	62.91	-9.85
#6	93.51	78.20	-16.36
#7	79.75	71.61	-10.21
#8	77.83	71.81	-7.73
#9	72.01	70.45	-2.17
#10	47.01	48.03	2.16
#11	16.90	24.08	42.50
#12	12.31	17.33	40.79

Tabella 34: Confronto dei valori di inquinamento per il PM₁₀ misurati con laboratorio mobile e simulati con i modelli matematici.

Identificativo campagna	Concentrazione media misurata dal laboratorio mobile (µg/m ³)	Concentrazione media simulata dal modello ADMS-URBAN con l'aggiunta del fondo (µg/m ³)	Differenza percentuale dato misurato e simulato da ADMS-URBAN (%)
#1	33.78	45.33	34.20
#2	33.40	31.6	-5.45
#3	24.0	23.0	-4.16
#4	16.0	19.0	19.03
#5	29.87	22.96	-23.12
#6	18.70	17.69	-5.41
#7	16.25	17.21	5.91
#8	21.90	21.12	-3.56
#9	20.93	19.86	-5.11
#10	30.07	29.39	-2.26
#11	30.85	30.96	0.35
#12	41.09	36.69	-10.69

Tabella 35: Confronto dei valori di inquinamento per il PM_{2.5} misurati con laboratorio mobile e simulati con i modelli matematici.

Identificativo campagna	Concentrazione media misurata dal laboratorio mobile (µg/m ³)	Concentrazione media simulata dal modello ADMS-URBAN con l'aggiunta del fondo (µg/m ³)	Differenza percentuale dato misurato e simulato da ADMS-URBAN (%)
#1	nd	nd	nd
#2	nd	nd	nd
#3	nd	nd	nd
#4	nd	nd	nd
#5	15.90	12.47	-21.59
#6	10.33	8.88	-14.02
#7	10.00	12.61	26.13
#8	13.71	13.41	-2.14
#9	12.17	10.57	-13.19
#10	19.43	19.33	-0.50
#11	21.85	20.18	-7.65
#12	32.06	28.20	-12.05

Tabella 36: Sintesi delle differenze percentuali (in verde le differenze inferiori al 5%, in azzurro le differenze comprese tra il 6% e il 15%, in arancione le differenze comprese tra il 16% e il 25% ed in rosso quelle superiori al 26%).

Identificativo campagna	NO ₂ Differenza percentuale	O ₃ Differenza percentuale	PM ₁₀ Differenza percentuale	PM _{2.5} Differenza percentuale
#1	4%	69%	34%	n.d.
#2	36%	29%	-5%	n.d.
#3	-31%	37%	-4%	n.d.
#4	-45%	149%	19%	n.d.
#5	-51%	-10%	-23%	-22%
#6	0%	-16%	-5%	-14%
#7	18%	-10%	6%	26%
#8	44%	-8%	-4%	-2%
#9	0%	-2%	-5%	-13%
#10	0%	2%	-2%	-1%
#11	75%	42%	0%	-8%
#12	-29%	40%	-10%	-12%

Il confronto dei risultati ottenuti rispetto ai dati di concentrazione misurati durante le campagne di monitoraggio condotte con il laboratorio mobile evidenziano come i dati misurati e simulati dal modello ADMS-URBAN risultino spesso simili nei valori medi, con differenze percentuali piuttosto ridotte e con discrepanze nelle concentrazioni di pochi $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Esistono tuttavia anche situazioni con differenze marcate (148%), nonostante numericamente inferiori rispetto alle altre.

I mesi estivi risultano quelli caratterizzati dalle differenze percentuali numericamente inferiori, mentre le situazioni con discrepanze maggiori sono concentrate soprattutto in inverno ed in primavera. Inoltre, risulta evidente come per gli NO_2 e per il PM_{10} non vi sia una generale tendenza del modello ADMS-URBAN a presentare situazioni di generale sottostima o sovrastima rispetto ai dati misurati, ma tale andamento risulta variabile tra le diverse campagne di monitoraggio e tra i diversi inquinanti. Gli NO_2 sono gli inquinanti che presentano il maggior numero di campagne di monitoraggio con differenze piuttosto marcate (superiori al 40% di differenza tra i dati misurati e simulati), mentre il PM_{10} rappresenta l'inquinante con le differenze percentuali minori.

Per l' O_3 e $\text{PM}_{2.5}$, per i quali non sono state condotte simulazioni con ADMS-URBAN e sono stati utilizzati i soli dati elaborati dal modello PESCO, si evidenziano le seguenti situazioni:

- per l' O_3 vi è una generale sovrastima dei valori di concentrazione simulati durante i mesi invernali ed una sottostima durante l'estate;
- per il $\text{PM}_{2.5}$ risulta evidente una generale sottostima.

I risultati ottenuti dal confronto ci permettono di considerare le simulazioni condotte un utile strumento di stima il quale, dopo l'aggiunta dei valori di concentrazione di fondo, garantisce un ottimo accordo rispetto ai dati misurati dalle centraline fisse di monitoraggio ed anche un buon accordo con i dati raccolti dalle campagne di monitoraggio attraverso il laboratorio mobile.

7.2. RECETTORI SENSIBILI

I recettori sensibili considerati dalla metodologia descritta nel presente studio sono i seguenti:

- popolazione residente esposta all'inquinamento outdoor;
- vegetazione ed ecosistemi sensibili;
- beni monumentali di particolare pregio.

La distribuzione relativa alla popolazione residente risulta ricavata dai censimenti condotti dall'ISTAT, come descritto nel Paragrafo 7.1.2.1.

La vegetazione e gli ecosistemi considerati nel presente studio rappresentano elementi particolarmente sensibili all'inquinamento atmosferico dal punto di vista naturalistico. Sull'area studio, i recettori considerati sono i seguenti:

- Siti di Interesse Comunitario (SIC) e Zone di Protezione Speciale (ZPS);
- parchi e riserve nazionali e regionali;
- paesaggi protetti;
- aree di riequilibrio ecologico;
- risaie;
- formazione boschive a prevalenza di latifoglie;
- boschi misti di conifere e latifoglie;
- cespuglieti;
- zone umide;
- valli salmastre;
- saline.

I beni monumentali di particolare pregio considerati nel presente studio sono stati selezionati dal censimento realizzato dall'Istituto Superiore per la Conservazione ed il Restauro (ISCR)²⁴ attraverso il progetto "Carta del Rischio"²⁵. La Carta del Rischio è un Sistema Informativo Territoriale (SIT) di supporto scientifico e amministrativo agli Enti statali e territoriali preposti alla tutela del patrimonio culturale. I beni monumentali considerati nello studio risultano essere complessivamente 902, distribuiti sull'intero territorio provinciale e comprendenti le seguenti categorie di strutture:

- basilica/chiesa/monastero;
- casa/villa/palazzo/edificio/struttura;
- castello/rocca/fortificazione/mura;
- centro urbano/borgo/piazza;
- stabilimenti industriali/magazzini;
- statua/complesso scultoreo/monumento civile;

²⁴ <http://www.icr.beniculturali.it>

²⁵ <http://www.cartadelrischio.it/>

- zona archeologica;
- altro (es. pertinenze decorative).

La distribuzione spaziale dei recettori sensibili individuati in corrispondenza dell'area studio vengono riportate nella Mappa 4, Mappa 5 e Mappa 6.

Appare evidente come la distribuzione spaziale della popolazione residente risulti concentrata principalmente nelle aree urbane con zone caratterizzate da una densità abitativa anche superiore a 600 persone all'interno delle celle 250x250 m².

La vegetazione e gli ecosistemi sensibili risultano distribuiti in modo eterogeneo sul territorio provinciale, concentrandosi maggiormente sull'area costiera e nella zona collinare.

Infine, i beni materiali di particolare pregio risultano distribuiti sull'intera area studio. Molti beni sono concentrati all'interno dell'area urbana di Ravenna, di Faenza e di Lugo.

7.3. IDENTIFICAZIONE E FORMALIZZAZIONE DELLE FUNZIONI OBIETTIVO RAPPRESENTATIVE DEI CRITERI DI POSIZIONAMENTO CHE COSTITUISCONO LA METODOLOGIA SVILUPPATA

L'analisi dei criteri di posizionamento proposti dagli autori analizzati (e riportati nella Tabella 6) ha permesso di identificare i criteri di allocazione maggiormente diffusi e che sono stati adottati anche nella metodologia sviluppata. Ciascun criterio identificato, adottando un approccio di ricerca operativa, è stato formalizzato in modo matematico attraverso specifiche funzioni obiettivo, che, se massimizzate (o minimizzate), consentono di indentificare le aree del territorio dove condurre una determinata campagna di monitoraggio della qualità dell'aria (con specifiche caratteristiche che verranno descritte nei paragrafi seguenti).

Tabella 37: Criteri per il posizionamento degli strumenti di monitoraggio applicati nella metodologia e relative funzioni obiettivo.

Criterio	funzione obiettivo
Esposizione singolare della popolazione residente e della vegetazione all'inquinante <i>i</i> -esimo	$Esp\ Singolare_i = \max (C_i \times t)$
Dove:	
C_i = campo di concentrazione inquinante <i>i</i> -esimo	

	T = tempo di esposizione outdoor all'inquinamento ²⁶
Esposizione complessiva della popolazione residente all'inquinante <i>i</i> -esimo	$Esp\ Complessiva_i = \max (Esp\ Singolare_i \times Pop_k)$ <p>Dove:</p> <p>Pop_k = popolazione residente all'interno della cella k-esima</p>
Rischio per la popolazione residente e per la vegetazione in relazione a tutti gli inquinanti considerati	$Ris = \max ((\alpha_a \times Esp\ Singolare_a) + (\alpha_b \times Esp\ Singolare_b) + (\alpha_n \times Esp\ Singolare_n))$ $\alpha_i = \frac{C_i}{Limite\ legge_i}$ <p>Dove:</p> <p>Esp_i = Esposizione della popolazione o della vegetazione all'inquinante <i>i</i>-esimo</p> <p>α_i = sub-indice che esprime il grado di rispondenza della concentrazione dell'inquinante <i>i</i>-esimo al corrispondente limite di legge (i limiti di legge considerati sono stati riportati nel capitolo 2)</p> <p>C_i = campo di concentrazione inquinante <i>i</i>-esimo</p>
Massima correlazione dati di concentrazione per l'inquinante <i>i</i> -esimo stimati nel punto <i>j</i> -esimo dell'area studio e dato misurato da ciascuna centralina fissa di monitoraggio della qualità dell'aria (Sajani et al., 2004)	$Corr_i = \max(\frac{(\overline{Co_k} - \overline{Co_k})(\overline{Cp_j} - \overline{Cp_j})}{\sigma_o \sigma_p})$ <p>Dove:</p> <p>CO_k = Concentrazione dell'inquinante <i>i</i>-esimo misurata dalla centralina fissa di monitoraggio k-esima</p> <p>Cp_j = Concentrazione dell'inquinante <i>i</i>-esimo stimato nel punto <i>j</i>-esimo dell'area studio</p> <p>σ = Deviazione standard per i dati osservati e predetti</p>
Massima probabilità di superare i limiti di legge delle emissioni locali per l'inquinante <i>i</i> -esimo	$Sup_i = \max((C_i - X_i) \times \delta)$ <p>Dove:</p> <p>C_i = Concentrazione dell'inquinante <i>i</i>-esimo</p> <p>X_i = Limite di legge per l'inquinante <i>i</i>-esimo</p> <p>δ = Funzione gradino nel punto <i>j</i>-esimo imposta uguale a 0 se non c'è superamento del limite di legge e uguale a 1 se c'è superamento del limite di legge</p>
Massimo valore orario di concentrazione di ricaduta sul	$Max_i = \max (C_i)$ <p>Dove:</p>

²⁶ Tempi di esposizione outdoor. Per la popolazione i tempi di esposizione sono i seguenti: 3.40 ore in estate e 1.50 ore in inverno (Ispra, 2010). Tempi di esposizione per la vegetazione: 24 ore estate e inverno

territorio delle emissioni locali dell'inquinante i -esimo	C_i = Concentrazione massima oraria dell'inquinante i -esimo
Minimo Indice di accordo (IOA) per l'inquinante i -esimo stimati nel punto j -esimo dell'area studio e dato misurato da ciascuna centralina fissa di monitoraggio della qualità dell'aria (Marinello et al., 2014)	$Index\ of\ Agreement_i = \min \left(\frac{(\overline{Cp_j} - Co_k)^2}{\overline{Co_k^2}} \right)$ <p>Dove:</p> <p>Co_k = Concentrazione dell'inquinante i-esimo misurata dalla centralina fissa di monitoraggio k-esima</p> <p>Cp_j = Concentrazione dell'inquinante i-esimo stimato nel punto j-esimo dell'area studio</p>
Minimo Indice di accordo normalizzato sulla popolazione residente (IOAPr) per l'inquinante i -esimo stimati nel punto j -esimo dell'area studio e dato misurato da ciascuna centralina fissa di monitoraggio della qualità dell'aria (Marinello et al., 2014)	<p>Index Of Agreement Normalized $_i$</p> $= \min \left(\frac{1}{\left(\frac{(\overline{Cp_j} - Co_k)^2}{\overline{Co_k^2}} \times Pr_i \right)} \right)$ <p>Dove:</p> <p>Co_k = Concentrazione dell'inquinante i-esimo misurata dalla centralina fissa di monitoraggio k-esima</p> <p>Cp_j = Concentrazione dell'inquinante i-esimo stimato nel punto j-esimo dell'area studio</p> <p>Pr_i = Popolazione relativa presente nel punto j-esimo dell'area studio rispetto al totale provinciale</p>
Massimo gradiente di concentrazione per l'inquinante i - esimo nel punto j -esimo rispetto a tutti i punti ad esso adiacenti	$Grad_i = \max(\sum C_j - C_{j+1})$ <p>Dove:</p> <p>C_j = Concentrazione dell'inquinante i-esimo nel punto j-esimo</p> <p>C_{j+1} = Concentrazione dell'inquinante i-esimo in ogni punto adiacente a quello j-esimo</p>
Massimo Indice di Qualità dell'Aria (AQI) (Arpa Emilia-Romagna, 2008)	$AQI = \max(\alpha_i)$ $\alpha_i = \frac{C_i}{Limite\ legge_i}$ <p>Dove:</p> <p>α_i = sub-indice che esprime il grado di rispondenza della concentrazione dell'inquinante i-esimo al corrispondente limite di legge (i limiti di legge considerati sono stati riportati nel capitolo 2)</p> <p>C_i = campo di concentrazione inquinante i-esimo</p>
Minima differenza della concentrazione dell'inquinante i - esimo nel punto j -esimo rispetto	$Diff_i = \min(C_{i,j} - \overline{C_i})$ <p>Dove:</p> <p>$C_{i,j}$ = campo di concentrazione inquinante i-esimo</p>

alla concentrazione media dell'inquinante i-esimo in tutti gli altri punti dell'area studio	\bar{C}_i = campo di concentrazione media inquinante <i>i</i> -esimo in tutti gli altri punti dell'area studio
Massima deposizione di sostanze acidificanti per la vegetazione nel punto <i>j</i> -esimo	$Depo_j = \max((D_j^{SOx} + D_j^{NO2} + D_j^{O3}) \times \delta_j)$ <p>Dove:</p> <p>$D_j^{SOx}, D_j^{NO2}, D_j^{O3}$ = Deposizione secca e umida</p> <p>δ = Funzione gradino nel punto <i>j</i>-esimo imposta uguale a 0 se non vi presenza di vegetazione e uguale a 1 se vi presenza di vegetazione</p>
Massimo indice di danno totale per i beni materiali	$Idanno_j = \max((Ierosione_j + 2.5 Iannerimento_j) \times \delta_j)$ $Ierosione = ((\alpha_1 R_j + \alpha_2 R_j H_j^+ + \alpha_3 R_j) \times \delta_j^C + \alpha_4 (D_j^{SO2} + D_j^{HNO3} + D_j^{PM10}) \times \delta_m^j)$ $Iannerimento = C_{PTS} = \frac{E_{PTS} \times \sqrt{S \times 1000}}{U \times H_{mix}}$ <p>$\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3, \alpha_4 = 18.8, 0.0187, 1.88, 0.0018$</p> <p>$R_j$ = precipitazione nel punto <i>j</i>-esimo</p> <p>H_j^+ = Concentrazione di ioni idrogeno nella pioggia nel punto <i>j</i>-esimo</p> <p>δ_j^C = funzione a gradino 1 se il punto <i>j</i>-esimo è vicino alla costa (entro 5 km)</p> <p>$D_j^{SO2}, D_j^{HNO3}, D_j^{PM10}$ = Deposizione secca e umida nel punto <i>j</i>-esimo</p> <p>δ_j^m = Funzione gradino nel punto <i>j</i>-esimo imposta uguale a 0 se non vi presenza di beni materiali e uguale a 1 se vi presenza di beni materiali</p> <p>C_{PTS} = Concentrazione di polveri sospese totali</p> <p>E_{PTS} = particolato totale emesso per unità di superficie municipale dalle sorgenti di sostanze inquinanti</p> <p>S = Superficie del comune in ettari. L'espressione $\sqrt{S \times 1000}$ rappresenta l'estensione orizzontale standardizzata per il comune cui ci si riferisce espressa in metri.</p> <p>U = Valore medio annuale della velocità del vento</p> <p>H_{mix} = Spessore medio dello strato di mescolamento atmosferico</p>

I risultati relativi ai campi di concentrazione degli inquinanti atmosferici conseguiti attraverso le simulazioni realizzate in modalità LT (opportunamente integrati con i valori di concentrazione di fondo) e la stima degli altri parametri sopra-descritti hanno permesso di calcolare tutte le funzioni obiettivo selezionate nel presente studio. In questo modo, per ciascuna delle 30618 celle che compongono l'area studio sono state calcolate tutte le funzioni obiettivo.

Nella Mappa 7 vengono riportati alcuni esempi rappresentativi di certe funzioni obiettivo calcolate per l'intero territorio provinciale e dei i relativi punti che ne consentono l'estremizzazione:

- esposizione complessiva della popolazione residente all'NO₂ per la stagione invernale;
- massimo valore di concentrazione per il PM₁₀ per il mese di gennaio;

-
- deposizione di sostanze acidificanti per la vegetazione durante la stagione estiva;
 - indice di danno totale per i beni monumentali durante il mese di gennaio.

Gli esempi riportati nella Mappa 7 evidenziano, in relazione a 4 situazioni particolari, le aree del territorio dove i valori corrispondenti alle funzioni obiettivo vengono estremizzati.

Nella prima mappa, relativa all'esposizione complessiva della popolazione, risulta evidente come i punti ottimali corrispondano alle aree maggiormente popolate del territorio provinciale. Tale aspetto identifica come ottimali i punti nei quali, per il periodo di tempo selezionato, le concentrazioni di uno specifico inquinante risultano particolarmente elevate e anche la popolazione residente esposta risulta numericamente elevata. Analizzando la situazione specifica per Ravenna, i 5 punti identificati corrispondono ad aree della città all'interno della zona urbana. La mappa riportata identifica in uno dei 5 punti come quello ottimale per il monitoraggio dell'esposizione della popolazione residente agli NO_2 durante la stagione invernale.

La seconda figura della Mappa 7 riporta i punti di massimo valore di concentrazione per il PM_{10} . In questo caso, le aree che massimizzano questo parametro corrispondono in parte ad aree urbane ed in parte ad aree poste in prossimità di grandi e trafficate arterie stradali.

La terza mappa riporta i risultati relativi alla massima deposizione di sostanze acidificanti in corrispondenza dei punti in cui risultano presenti specie vegetali sensibili all'inquinamento atmosferico. In questo caso, i punti che massimizzano la funzione obiettivo risultano particolarmente concentrati nella zona collinare dove risultano maggiori le precipitazioni e le concentrazioni inquinanti. All'interno dell'area urbana di Ravenna, i punti che massimizzano tale funzione obiettivo risultano coincidenti con i parchi cittadini.

Infine, l'ultima figura riporta i risultati relativi all'indice di danno totale per i beni materiali. In questo caso, le aree di massimo danno coincidono con i comuni del faentino e di alcuni comuni della bassa Romagna. Tale risultato risulta particolarmente legato alle precipitazioni dell'area ed alle deposizioni di PM_{10} (responsabili del processo di annerimento) ed HNO_3 (principale responsabile del processo di erosione).

Le figure riportate nella Mappa 7 rappresentano solo una parte dei risultati conseguiti.

7.4. IMPLEMENTAZIONE DEL DATABASE

Tutti i dati ottenuti attraverso il calcolo di tutte le funzioni obiettivo utilizzate nel presente studio sono stati raccolti all'interno di un database sviluppato attraverso Microsoft Access al fine di rendere tutte le informazioni elaborate attraverso la Fase 1 facilmente disponibili ed esportabili in

funzione delle esigenze specifiche che caratterizzano la campagna di monitoraggio che l'operatore intende realizzare. In questo modo, anche le informazioni necessarie per l'applicazione della procedura di allocazione, che costituisce la Fase 2 della metodologia sviluppata, risultano strutturate in modo organico e di facile consultazione.

Il database implementato risulta composto complessivamente di 87 campi e di 460.000 righe rappresentativi di tutte le informazioni raccolte ed elaborate in relazione a tutte le possibili combinazioni degli elementi caratteristici del monitoraggio.

Il database è stato strutturato in modo da permettere, per ciascuna cella, la raccolta di tutte le informazioni rappresentative della stessa. In questo modo, ciascun record che costituisce il database riporta informazioni dettagliate riguardanti i seguenti elementi:

- codice identificativo cella;
- coordinata x;
- coordinata y;
- comune di appartenenza e relativo codice Istat;
- macro-area di appartenenza (Costa, Unione Comuni Romagna, Unione Comuni Bassa Romagna);
- mese o stagione e relativo codice identificativo;
- numero di persone residenti;
- presenza di vegetazione sensibile;
- presenza di beni materiali di pregio;
- codice identificativo della tipologia di area (Mappa 8) e relativo codice identificativo;
- concentrazione media mensile per ciascun inquinante considerato;
- funzione obiettivo per ciascun inquinante considerato (e rispetto a ciascuna centralina di monitoraggio che costituisce la rete provinciale).

Tale strumento rappresenta la sorgente dei dati necessari per le successive fasi di progettazione delle campagne di monitoraggio che prevedono la selezione, applicando la procedura descritta nei paragrafi seguenti, delle aree che massimizzano (o minimizzano) la corrispondente funzione obiettivo e che identificano le zone ritenute ottime (o sub-ottime) per il monitoraggio della qualità dell'aria.

7.5. DEFINIZIONE DEGLI ELEMENTI CARATTERISTICI DEL MONITORAGGIO PER L'AREA STUDIO SELEZIONATA

Gli elementi che caratterizzano la campagna di monitoraggio con strumenti mobili rappresentano i principi essenziali per identificare le aree ottimali per condurre l'attività di monitoraggio (Figura 53). Tali elementi consentono di definire, per ciascuna campagna di monitoraggio da progettare, "dove", "come", "quando", "cosa" misurare.

Tali elementi devono essere definiti a priori rispetto alla campagna da progettare e costituiscono il primo elemento applicativo che costituisce la Fase 2 dell'approccio metodologico.



Figura 53: Elementi combinati per la definizione dei criteri di allocazione.

La diversa combinazione di questi elementi genera un numero estremamente elevato di combinazioni possibili dalle quali poter individuare le aree idonee per il monitoraggio, come riportato schematicamente nella Mappa 9.

I criteri identificati per il monitoraggio in relazione all'area studio selezionata sono riportati di seguito.

Recettori sensibili: i recettori sensibili analizzati nel presente studio sono stati la popolazione residente, la vegetazione e gli ecosistemi vulnerabili ed i beni materiali di maggiore pregio. La metodologia sviluppata consente di selezionare una sola tipologia di recettore per volta, in quanto i criteri di posizionamento variano sensibilmente tra un recettore e l'altro. La descrizione dettagliata di ciascun recettore presente sull'area studio è stata discussa nel Paragrafo 7.2.

Dominio spaziale per il monitoraggio: l'intera area studio selezionata (provincia di Ravenna), oltre ad essere considerata nel suo complesso, è stata suddivisa in 18 sub-aree coincidenti con i territori comunali (Figura 6) ed in 3 macro-aree coincidenti con diverse unioni dei comuni (Unione Comuni Romagna Faentina, Unione della Bassa Romagna e comuni costieri). Ciascuna di queste aree rappresenta un possibile dominio spaziale di interesse.

Dominio temporale per il monitoraggio: l'analisi sull'area studio è stata condotta sull'anno 2009. L'intero anno solare è stato suddiviso in periodi di tempo ridotto coincidenti con i 12 mesi

e con 2 stagionalità (periodo estivo e periodo invernale). In questo modo, il possibile periodo di tempo selezionabile per la progettazione delle campagne di monitoraggio è rappresentato da uno (o più) mesi solari, da uno (o più stagioni) e dall'intero anno considerato nel suo insieme.

Tipologia dell'area da campionare: questo criterio consente di selezionare aree differenti in relazione alle proprie destinazioni d'uso prevalenti (Mappa 8). Questo consente di progettare campagne di monitoraggio specificatamente orientate alla valutazione di particolari sorgenti di emissione o di inquinanti legati alla presenza di specifiche fonti di inquinamento.

Inquinante: per l'applicazione della metodologia sono stati considerati tutti gli inquinanti riportati nella Tabella 8. Ciascun inquinante può essere analizzato singolarmente, oppure abbinato ad altri.

Criterio per il posizionamento e formulazione della funzione obiettivo: i criteri utilizzati per l'applicazione della metodologia sviluppata all'area studio sono tutti quelli presentati nella Tabella 37, dove sono state riportate anche le relative funzioni obiettivo. La metodologia, applicata all'area studio consente di utilizzare una funzione obiettivo per volta, in funzione del criterio che rappresenta le esigenze prioritarie del monitoraggio da realizzare.

7.6. PROCEDURA DI ALLOCAZIONE

Gli elementi che caratterizzano la campagna di misura ed il relativo criterio di posizionamento selezionato consentono di identificare, all'interno del database, le aree ritenute maggiormente idonee per la misura della qualità dell'aria.

Questo, permette al database di essere facilmente interrogabile al fine di identificare la cella (o le celle) ove sia possibile estremizzare la funzione obiettivo scelta per la progettazione della campagna di monitoraggio.

La procedura per l'identificazione dei punti ritenuti ottimali prevede un meccanismo di selezione dei dati presenti all'interno del database implementato che avviene attraverso l'approccio sintetizzato nella Figura 54.

Dopo aver selezionato il recettore sensibile oggetto della campagna di monitoraggio, la procedura implementata consente di selezionare il dominio spaziale dove realizzare il monitoraggio, il dominio temporale durante il quale condurre la campagna di misura, la tipologia di area da monitorare (traffico, industriale o fondo), il criterio di allocazione degli strumenti (formulato matematicamente attraverso funzioni obiettivo) e l'inquinante di interesse.

La procedura implementata consente, attraverso la selezione di questi elementi, di identificare una o più aree del territorio che soddisfano le esigenze specifiche della campagna da condurre. Questo, per consentire all'operatore preposto alla progettazione della campagna di misura di

fornire il proprio fondamentale contributo nella scelta dell'area maggiormente idonea al posizionamento degli strumenti di monitoraggio della qualità dell'aria.

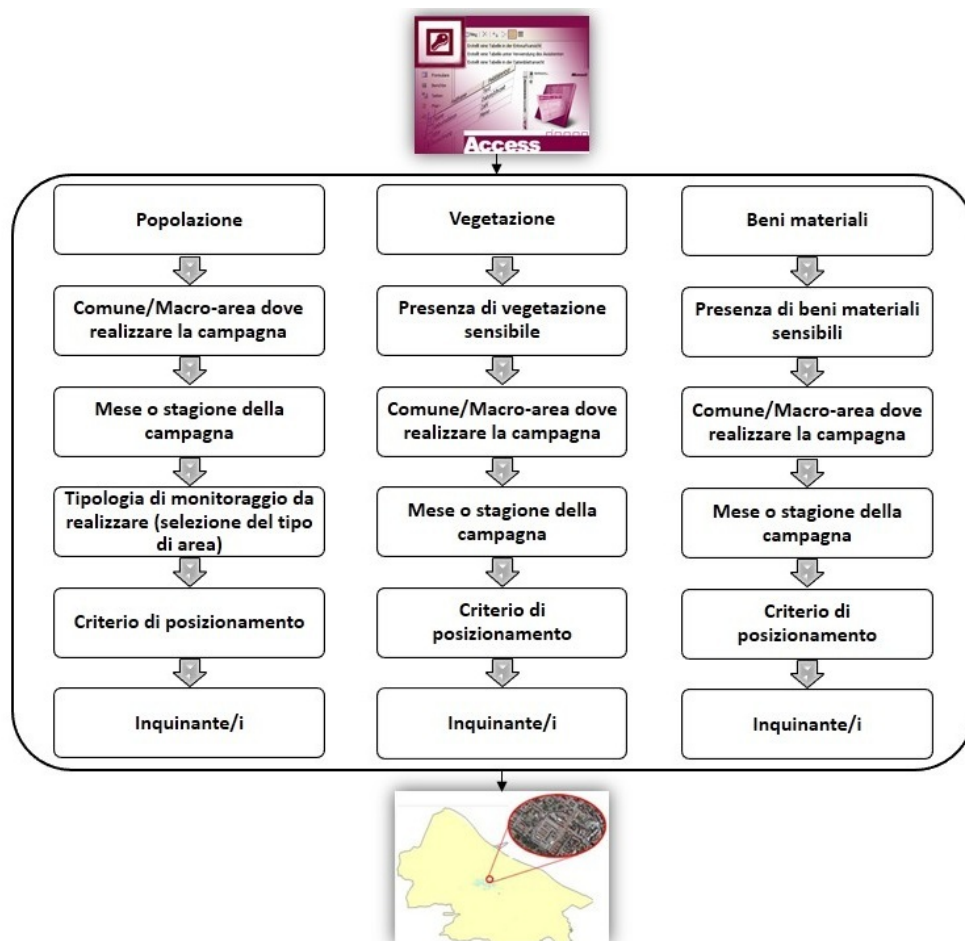


Figura 54: Procedura di interrogazione del database per la progettazione delle campagne di monitoraggio.

7.7. APPLICAZIONE DELLA PROCEDURA DI PROGETTAZIONE DELLE RETI DI MONITORAGGIO: ALCUNI ESEMPI PRATICI

Il database implementato rappresenta uno strumento interrogabile contenente tutti i dati e le informazioni descritte in precedenza. Il database ha lo scopo di fornire all'operatore preposto alla progettazione di campagne di monitoraggio un supporto informatizzato di semplice utilizzo e capace di generare risultati di immediata lettura ed applicazione caratterizzati da una consistente base metodologica scientifica e verificata.

Di seguito vengono riportati alcuni esempi relativi all'utilizzo del database implementato, applicando la procedura di selezione che costituisce la Fase 2 della metodologia sviluppata. I casi studio seguenti riportano ciascun passaggio applicativo ed i relativi risultati conseguiti, che

consentono di identificare un numero limitato di aree ritenute ottimali per il posizionamento del mezzo mobile e che garantiscono di estremizzare le funzioni obiettivo che esprimono i criteri di allocazione selezionati. I punti identificati vengono ordinati secondo la priorità determinata dal valore assunto dal relativo criterio di posizionamento.

In particolare, gli esempi riportati riguardano le combinazioni riportate nella Tabella 38.

Tabella 38: Combinazioni di dati selezionate quale esempio dell'applicazione del database.

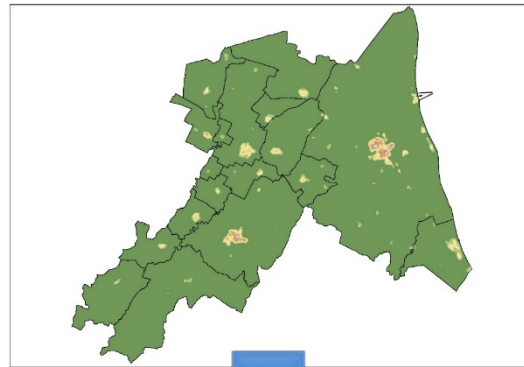
Caso	Recettore	Comune/Macro-area dove realizzare la campagna	Mese/Stagione della campagna	Tipologia di monitoraggio	Criterio di campionamento	Inquinante
1	Popolazione	Unione dei Comuni della bassa Romagna	Stagione estiva	Traffico	Gradiente di concentrazione	NO ₂
2	Vegetazione Sensibile	Unione Comuni Romagna Faentina	Stagione invernale	n.d.	Deposizioni totali	Sostanze dannose per la vegetazione
3	Beni materiali	Ravenna	Marzo	n.d.	Indice di danno totale	PM ₁₀ , SO ₂ , HNO ₃

7.7.1. Caso numero 1: Gradiente di concentrazione per l'Unione della Bassa Romagna

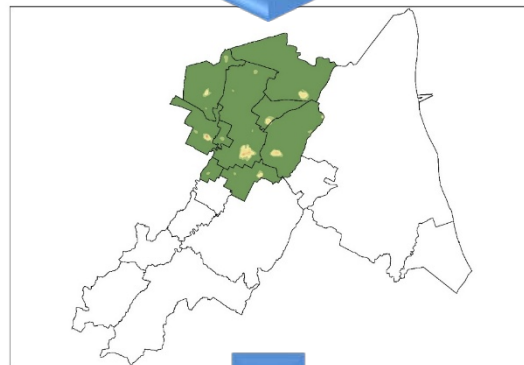
Applicando il procedimento di selezione riportato nella Figura 54 al primo caso studio proposto, i risultati conseguiti consentono di identificare le aree del territorio che costituisce l'Unione dei Comuni della Bassa Romagna che garantiscono la massimizzazione del gradiente di concentrazione per l'NO₂ durante la stagione estiva.

I risultati della selezione ottenuta attraverso ciascun passaggio metodologico, applicata al caso studio numero 1, vengono riportati di seguito.

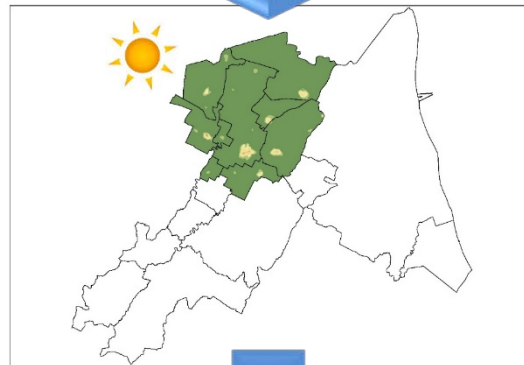
Selezione del Recettore sensibile:
popolazione residente



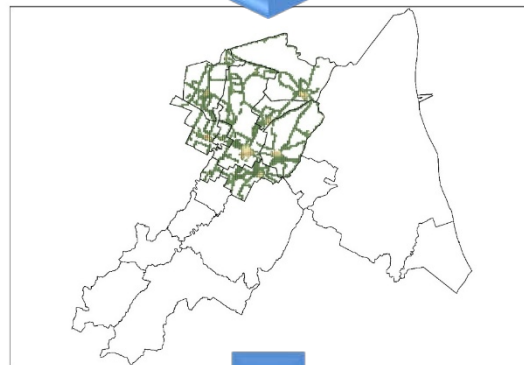
Selezione dell'Area specifica d'interesse:
Unione dei Comuni della Bassa Romagna



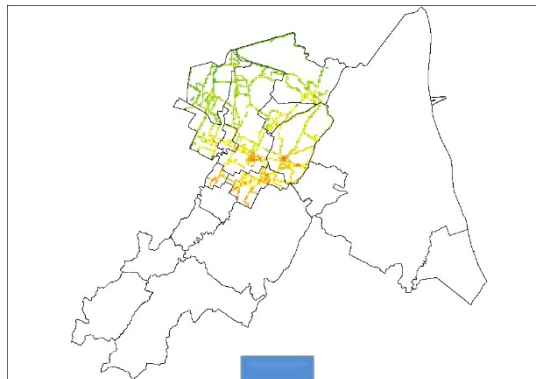
Selezione del arco di tempo per monitoraggio:
Stagione Estiva



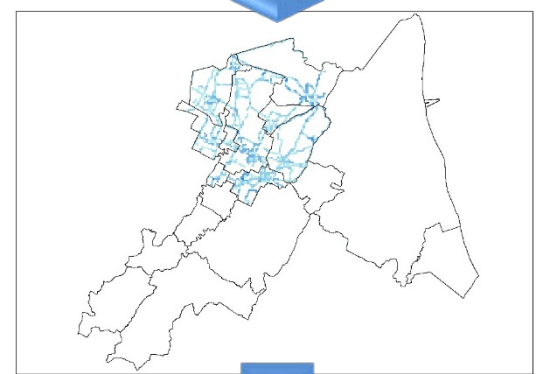
Selezione della tipologia di area: Traffico



Selezione della tipologia di inquinante: NO₂



Selezione del criterio per il posizionamento:
Gradiente di concentrazione



Identificazione di un numero ridotto di punti
quali estremizzazione della funzione obiettivo:
Selezione di 10 punti

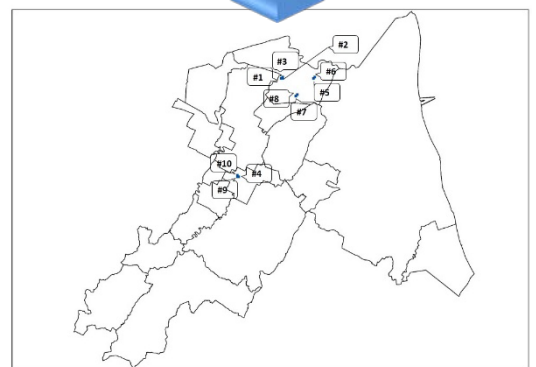
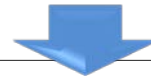
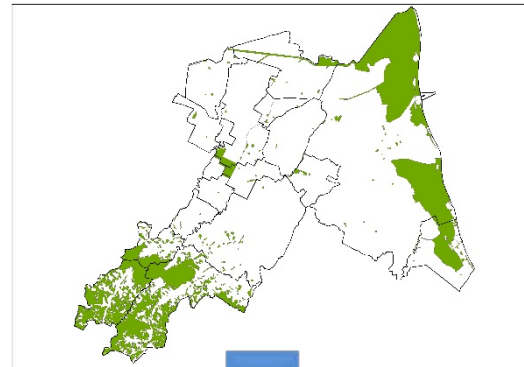


Figura 55: Procedura per l'identificazione dei punti ottimali per il posizionamento del mezzo mobile, caso studio n.1.

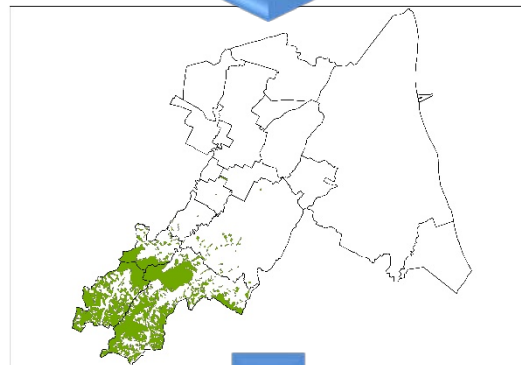
7.7.2. Caso numero 2: Deposizioni totali per l'Unione Comuni Romagna Faentina

Il secondo caso studio prevede di identificare le aree relative al territorio dell'Unione della Romagna Faentina che consentono di massimizzare la probabilità di rilevare elevate deposizioni di sostanze acidificanti durante la stagione invernale.

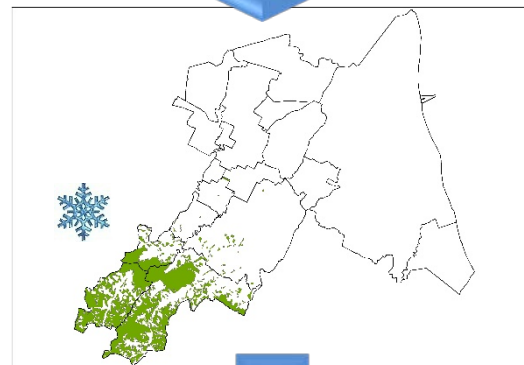
Selezione del Recettore sensibile:
Vegetazione



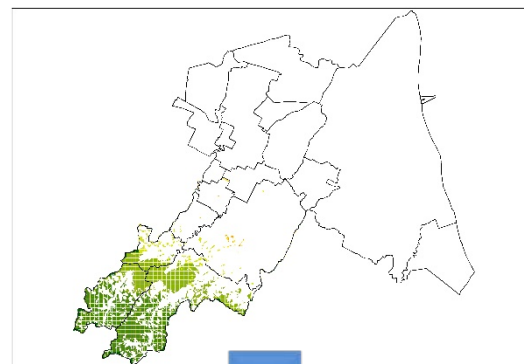
Selezione dell'Area specifica d'interesse:
Unione Comuni Romagna Faentina



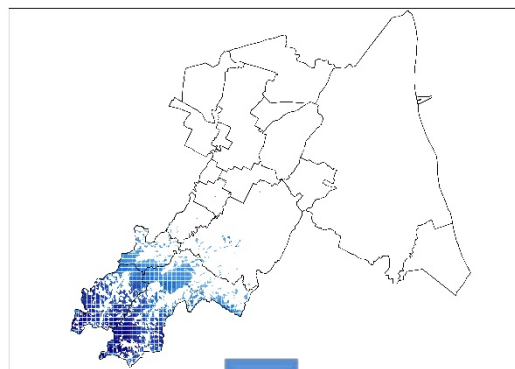
Selezione del arco di tempo per monitoraggio:
Stagione invernale



Selezione della tipologia di inquinante:
Sostanze dannose per la vegetazione



Selezione del criterio per il posizionamento:
Deposizioni di sostanze dannose per la
vegetazione



Identificazione di un numero ridotto di punti
quali estremizzazione della funzione obiettivo:
Selezione di 5 punti

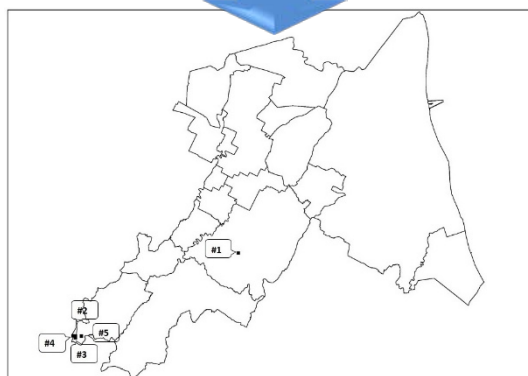
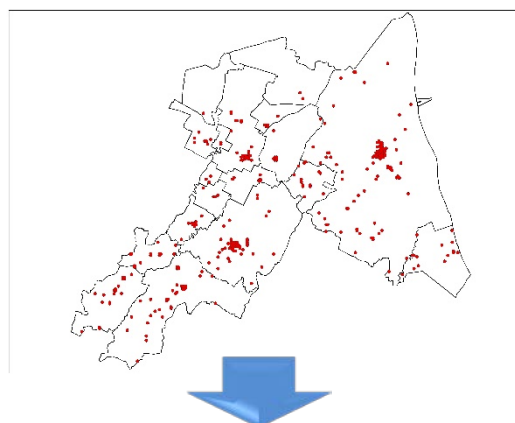


Figura 56: Procedura per l'identificazione dei punti ottimali per il posizionamento del mezzo mobile, caso studio n.2.

7.7.3. Caso numero 3: Indice di danno totale per il comune di Ravenna

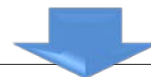
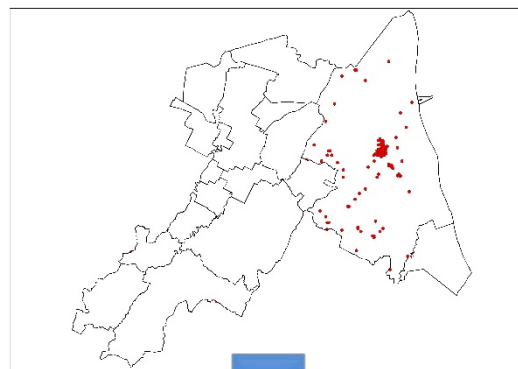
L'ultimo caso studio proposto riguarda l'identificazione delle aree che massimizzano l'indice di danno complessivo per i beni materiali per il comune di Ravenna durante il mese di marzo.

Selezione del Recettore sensibile: Beni
materiali



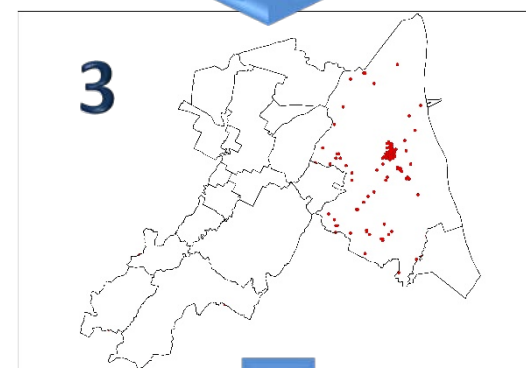
Selezione dell'Area specifica d'interesse:

Ravenna



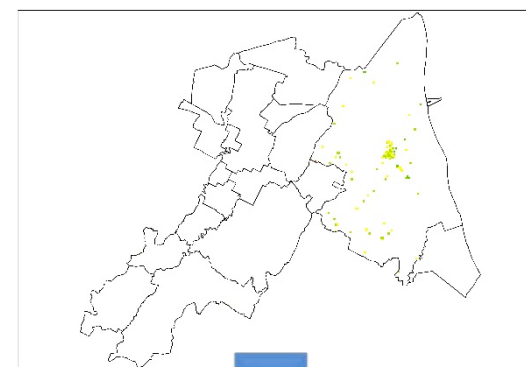
Selezione del arco di tempo per monitoraggio:

Mese di marzo



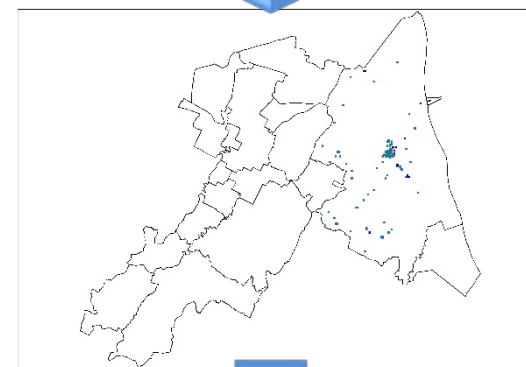
Selezione della tipologia di inquinante: PM₁₀,

SO₂, HNO₃



Selezione del criterio per il posizionamento:

Indice di danno totale



Identificazione di un numero ridotto di punti
quali estremizzazione della funzione obiettivo:

Selezione di 3 punti



Figura 57: Procedura per l'identificazione dei punti ottimali per il posizionamento del mezzo mobile, caso studio n.3.

I casi studio presentati descrivono come la procedura di selezione (che rappresenta la Fase 2 della metodologia sviluppata), partendo dalle informazioni contenute all'interno del database implementato, consenta di identificare le aree di dimensione 250x250 m² ritenute ottimali per il posizionamento del mezzo mobile di monitoraggio della qualità dell'aria in relazione ai valori assunti dalla funzione obiettivo che, estremizzata, risulta rappresentativa di un determinato criterio di posizionamento selezionato in fase di progettazione.

CAPITOLO 8. AUTOMATIZZAZIONE DELLA PROCEDURA

Il database implementato e la procedura di progettazione delle campagne di monitoraggio che costituisce la Fase 2 della metodologia descritta nel Capitolo 6, hanno rappresentato la base per l'implementazione di uno strumento informatico volto ad automatizzare l'intera procedura di progettazione.

L'obiettivo consiste nello sviluppare un'interfaccia grafica che, utilizzando il database come sorgente dei dati e attraverso i passaggi metodologici che costituiscono la Fase 2 dell'intera metodologia, consenta all'operatore preposto alla progettazione di specifiche campagne di monitoraggio di essere guidato in tutti passaggi applicativi necessari, ottenendo come output le aree ottimali dove posizionare il mezzo mobile di misura e di visualizzare geograficamente i risultati ottenuti.

Il database e l'interfaccia grafica sono stati sviluppati attraverso Microsoft Access®, mentre il linguaggio di programmazione utilizzato per lo sviluppo del Software complessivo è stato Visual Basic. Lo strumento informatizzato, partendo dai dati e dalle informazioni contenute nel database Access sviluppato, consente di applicare la procedura di selezione schematizzata nella Figura 54.

Tale strumento informatizzato prevede due passaggi principali. Il primo, rappresentato dalla maschera grafica riportata nella Figura 58, permette all'operatore di selezionare il recettore sensibile, l'ambito territoriale dove realizzare la campagna ed il periodo di tempo durante il quale condurla.

The screenshot shows a software interface titled "Progettazione di Campagne di Monitoraggio della Qualità dell'Aria con l'Ausilio del Laboratorio Mobile". The interface is divided into three main sections for selection:

- Selezione il recettore sensibile:** A dropdown menu labeled "RECETTORI" with options: "Popolazione", "Vegetazione", and "BeniMateriali".
- Selezione il dominio spaziale:** Two dropdown menus. The first, labeled "COMUNE", has options: "Provincia", "Alfonsine", "Bagnacavallo", and "Bagnara di Romagna". The second, labeled "TERRITORIO", has options: "Unione Romagna Faentina", "Unione Bassa Romagna", and "Costa".
- Selezione il dominio temporale:** A dropdown menu labeled "PERIODO" with options: "Agosto", "Anno", "Aprile", and "Dicembre".

On the right side of the interface, there is a photograph of a white mobile laboratory van equipped with various sensors and antennas. Below the photo are two buttons: "Esci" (Exit) and "Esegui" (Execute). A "Guida" (Help) button is located in the top right corner.

Figura 58: Maschera iniziale della procedura informatizzata.

La selezione condotta attraverso la prima maschera, consente l'apertura della seconda maschera tra le seguenti possibilità: Maschera Popolazione (Figura 59); Maschera Vegetazione; Maschera Beni Materiali.

La seconda maschera consente di selezionare la tipologia di criterio per il posizionamento del laboratorio mobile, l'inquinante selezionato, la tipologia di campagna da realizzare (richiesta solo nel caso della selezione "popolazione" come recettore sensibile) ed il numero di aree per il posizionamento.

Figura 59: Maschera per la successiva selezione, Maschera Popolazione.

Figura 60: Maschera per la successiva selezione, Maschera Vegetazione.

Beni Monumentali

Seleziona la tipologia di beni monumentali

Tipologia

edifici religiosi
edifici storici
fortificazioni
centri storici

Seleziona il criterio per il posizionamento

Criterio di Posizionamento

Indice di danno totale
Indice di Annerimento
Indice di erosione

Seleziona il numero di aree per il posizionamento


Numero di aree

1
2
3
4

Comune o territorio selezionato

Periodo selezionato

Guida



Esci

Esegui

Figura 61: Maschera per la successiva selezione, Maschera Beni Monumentali.

Le selezioni condotte attraverso le due maschere consentono allo strumento informatizzato di identificare e visualizzare le coordinate “x, y” del centroide di ciascuna area selezionata come ottimale per il posizionamento, disponendole in ordine crescente in relazione al valore della funzione obiettivo.

Opzioni Selezionate

Guida

Seleziona

Recettore sensibile

Area di indagine

Periodo di misura

Inquinante

Tipologia di area

Criterio posizionamento



Aree Ottimali per il Posizionamento del Laboratorio Mobile

Esporta

Mappa

Area 1	Longitudine			Area 6	Longitudine		
	Latitudine				Latitudine		
Area 2	Longitudine			Area 7	Longitudine		
	Latitudine				Latitudine		
Area 3	Longitudine			Area 8	Longitudine		
	Latitudine				Latitudine		
Area 4	Longitudine			Area 9	Longitudine		
	Latitudine				Latitudine		
Area 5	Longitudine			Area 10	Longitudine		
	Latitudine				Latitudine		

Figura 62: Maschera dell'output della selezione.

I risultati dalla procedura di progettazione di ciascuna campagna di monitoraggio possono essere esportati (Figura 63), generando una tabella in formato Microsoft Excel® che potrà essere utilizzata come input per strumenti cartografici (es. software GIS).

Opzioni Selezionate

Guida

Selezione

Recettore sensibile

Area di indagine

Periodo di misura

Inquinante

Tipologia di area

Criterio posizionamento

Aree Ottimali per il Posizionamento del Laboratorio Mobile

Esporta Mappa

recettore	Latitudine	Longitudine	area_r	periodi	comune	criterio	valore	inquinante	campagna	X	Y	Ynon_rer
Popolazione	12.21006196	44.40420133	1	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.974804136141114	NO2	Traffico	755625	4921875	921875
Popolazione	12.18148491	44.39825	2	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.973595401134667	NO2	Traffico	753375	4921125	921125
Popolazione	12.1816068	44.40049717	3	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.973308128297584	NO2	Traffico	753375	4921375	921375
Popolazione	12.1972787	44.40005911	4	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.972649817004786	NO2	Traffico	754625	4921375	921375
Popolazione	12.19027666	44.38675166	5	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.972578306104033	NO2	Traffico	754125	4919875	919875
Popolazione	11.7301109	44.27715503	6	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.971816335462067	NO2	Traffico	717875	4906375	906375
Popolazione	11.83067419	44.34897566	7	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.971812179148528	NO2	Traffico	725625	4914625	914625
Popolazione	11.8275415	44.34905331	8	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.971799568621171	NO2	Traffico	725375	4914625	914625
Popolazione	11.82419276	44.34463502	9	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.971697182298264	NO2	Traffico	725125	4914125	914125
Popolazione	11.8244088	44.34913088	10	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.971685664117955	NO2	Traffico	725125	4914625	914625

Figura 63: Pulsante per l'esportazione dei risultati presente nella maschera dell'output ed esempio della tabella risultante.

Infine, attraverso l'apposito pulsante presente nella maschera di output (Figura 64) il SW avvia una procedura guidata per il caricamento e la visualizzazione georeferenziata delle aree risultanti.

L'utilizzo di questa procedura, che richiede una connessione internet ed un account Google, consente di avviare una procedura specifica di Google Maps® che permette il caricamento dei file risultanti dal software di progettazione delle campagne di monitoraggio e di visualizzare i risultati attraverso specifici puntatori rappresentativi del centroide della cella di lato 250 m x 250 m che esprime l'area ottimale per l'attività di monitoraggio. Un esempio viene riportato nella Figura 65.

Figura 64: Pulsante per l'avvio del browser internet e della procedura di rappresentazione delle aree di monitoraggio.

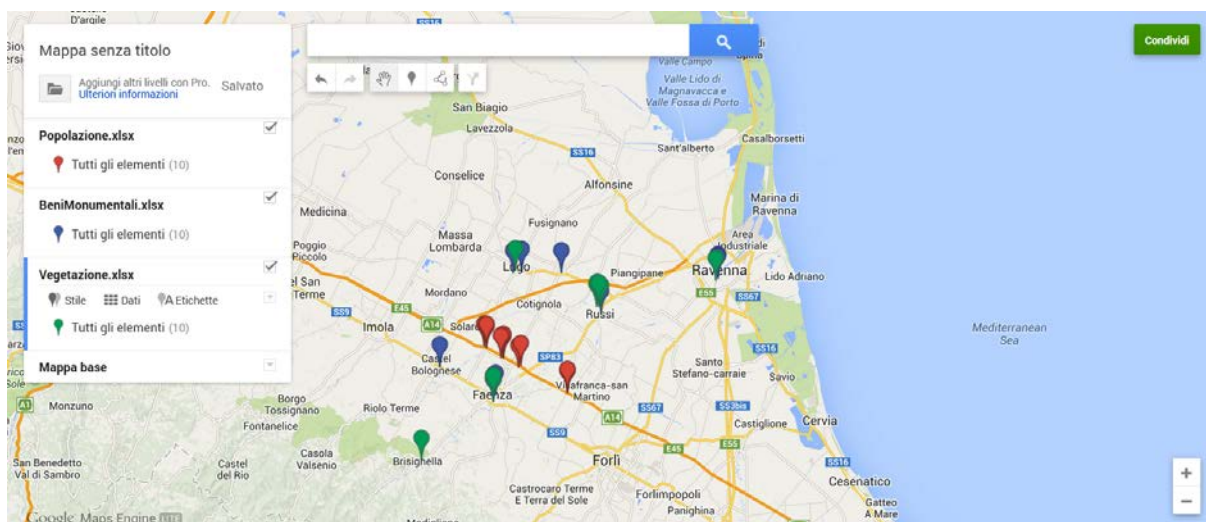


Figura 65: Mappa risultante dalla procedura di georeferenziazione.

8.1. GUIDA PRATICA DELLA PROCEDURA DI APPLICAZIONE DELLO STRUMENTO INFORMATICO

A supporto degli operatori preposti all'utilizzo dell'intera metodologia sviluppata e dell'impiego dello strumento informatizzato è stato elaborato un breve manuale operativo, riportato integralmente nell'Allegato 1.

Per accedere al manuale risulta sufficiente utilizzare l'apposito tasto dedicato presente in tutte le maschere sviluppate, come evidenziato nella Figura 66.

Progettazione di Campagne di Monitoraggio della Qualità dell'Aria con l'Ausilio del Laboratorio Mobile

Seleziona il recettore sensibile

RECETTORI

Popolazione

Vegetazione

BeniMateriali

Seleziona il dominio spaziale

COMUNE

Provincia

Alfonsine

Bagnacavallo

Bagnara di Romagna

TERRITORIO

Unione Romagna Faentina

Unione Bassa Romagna

Costa

Seleziona il dominio temporale

PERIODO

Agosto

Anno

Aprile

Dicembre

Guida



Esci

Esegui

Figura 66: Tasto dedicato al manuale di supporto per gli utenti.

122

CAPITOLO 9. ANALISI NECESSITA' AGGIORNAMENTO E POSSIBILI SVILUPPI FUTURI

L'intero studio è stato condotto attraverso l'utilizzo di dati disponibili riferiti all'anno 2009. Questa scelta, condotta in fase di impostazione del percorso di ricerca, era legata alla necessità di utilizzare un'annualità caratterizzata dalla completa disponibilità delle informazioni necessarie all'implementazione ed all'applicazione della metodologia proposta. Tale aspetto risultava connesso agli aspetti descrittivi delle sorgenti emissive e dei campi di concentrazione simulati dalla catena modellistica NINFA+PESCO. Pertanto, i dati che compongono il database risultano relativi all'anno 2009.

Ad oggi, risultano disponibili dati aggiornati ad annualità successive rispetto al 2009 che rappresentano la base necessaria per l'eventuale aggiornamento dei dati contenuti nel database.

Ricordando i principi fondamentali che la metodologia proposta intendeva rispettare (Semplicità, Replicabilità e Versatilità), i risultati conseguiti nei test e nell'utilizzo da parte di operatori di ARPA Ravenna si dimostrano in linea con questi obiettivi, permettendo, inoltre, agli operatori di poter facilmente ed in qualsiasi momento aggiornare i dati che costituiscono il database. Questa possibilità di intervento e di aggiornamento dei dati, risulta ulteriormente garantita dall'approccio metodologico adottato e costituito da diverse fasi applicative.

La Fase 1, prevede la possibilità di aggiornare i dati di PESCO (attualmente disponibili per l'intero anno 2010, 2011 e 2012), le emissioni inquinanti attribuite ai macro-settori M1, M2, M3, 4M e M7 (attualmente l'inventario INEMAR è stato aggiornato all'anno 2010 (Regione Emilia-Romagna, 2013)), i campi di concentrazione degli inquinanti considerati e dei valori assunti dalle funzioni obiettivo considerate.

La Fase 2, che rappresenta l'applicazione dell'approccio di allocazione del mezzo mobile di monitoraggio, offre la possibilità di aggiungere e/o modificare i possibili criteri selezionabili per il posizionamento degli strumenti di misura.

La procedura implementata ha evidenziato alcuni punti oggetto di ulteriori indagini e di sviluppi futuri. Tali aspetti vengono riportati di seguito:

- estensione degli approcci per la disaggregazione delle emissioni anche ai macrosettori emissivi mancanti (M5, M6, M8, M9, M10 e M11);
- identificazione di variabili *proxy* rappresentative del settore industriale;
- definizione di classi rappresentative della destinazione d'uso degli edifici (es. residenziali, commerciali, industriali, etc.) allo scopo di migliorare ulteriormente la disaggregazione delle emissioni per il macrosettore M2;

-
- identificazione di coefficienti di isolamento termico degli edifici allo scopo di migliorare ulteriormente la disaggregazione delle emissioni per il macrosettore M2;
 - definizione di una procedura per migliorare/aggiornare la classificazione della rete stradale attualmente disponibile;
 - classificazione della popolazione residente in specifiche classi rappresentative della diversa sensibilità rispetto agli inquinanti atmosferici ed identificazione delle aree a maggiore rischio di esposizione (es. edifici scolastici);
 - identificazione di un approccio per la valutazione, in relazione all'inquinamento atmosferico outdoor, dello stato di qualità dell'aria negli ambienti confinati, migliorando la stima reale del rischio da esposizione;
 - classificazione dei beni monumentali in relazione al materiale principale di cui si compongono e conseguente variazione delle formulazioni dell'indice di annerimento e di erosione.

CONCLUSIONI

Le attività di ricerca descritte nel presente lavoro sono state realizzate con l'obiettivo di implementare un approccio metodologico volto ad individuare a priori la posizione ottimale dove collocare le stazioni di monitoraggio di una rete fissa o i luoghi ove utilizzare un mezzo mobile di controllo della qualità dell'aria al fine di massimizzare la rappresentatività dei dati misurati rispetto a differenti obiettivi e criteri di scelta. Gli output dell'intera attività riguardano lo sviluppo e la verifica di una metodologia semplice, replicabile e versatile per la progettazione delle campagne di monitoraggio della qualità dell'aria e l'implementazione di uno strumento informatico capace di automatizzare la procedura di allocazione proposta.

Tali attività sono state realizzate nel corso di 4 annualità ed hanno permesso di realizzare l'obiettivo generale del progetto attraverso il conseguimento di ulteriori obiettivi specifici, considerati propedeutici per la definizione dell'approccio metodologico generale e per la sua verifica in relazione ad un'area studio specifica.

In particolare, gli obiettivi specifici conseguiti hanno permesso di definire lo stato di fatto attuale delle procedure abitualmente adottate per la progettazione delle campagne di monitoraggio della qualità dell'aria con mezzi mobili, evidenziando l'assenza di un approccio quantitativo di valutazione a priori che tenga in debito conto le condizioni emissive ed immissive in corrispondenza dell'area specifica dove condurre la campagna di monitoraggio, seguendo spesso esigenze legate a condizioni peculiari di inquinamento o alla necessità di valutare l'esposizione di gruppi più o meno rappresentativi di persone.

La ricerca di dottorato è partita dall'analisi dello stato dell'arte, raccogliendo numerose proposte metodologiche presentate in letteratura dagli anni '70 ad oggi in relazione alla progettazione delle attività di monitoraggio della qualità dell'aria. Tali metodologie, applicate solitamente alla predisposizione di reti di monitoraggio costituite da stazioni fisse di misura, sono state analizzate dettagliatamente al fine di individuarne i punti di forza e di debolezza, valutandone l'applicabilità anche in contesti geografici e con condizioni meteorologiche e di inquinamento diversi rispetto a quelli per i quali sono state originariamente sviluppate e verificate. L'analisi delle proposte metodologiche attualmente disponibili sono state orientate anche a verificare la possibilità della loro applicazione alla progettazione di campagne di monitoraggio attraverso l'utilizzo di strumenti rilocabili sul territorio (mezzi mobili), caratterizzati da misure di durata ridotta ed in punti del territorio sempre diversi.

Le valutazioni condotte hanno permesso la definizione di un approccio metodologico originale costituito da due fasi applicative e che, con successive modifiche ed integrazioni, è stato applicato ad un'area studio selezionata per verificarne l'applicabilità e l'efficacia della procedura.

L'approccio proposto adotta alcuni degli elementi operativi comuni alle metodologie presenti in letteratura, inserendo però anche innovativi passaggi metodologici nella valutazione dell'inquinamento atmosferico ad alta risoluzione e rendendo la procedura di allocazione applicabile a campagne di monitoraggio di durata ridotta permettendo di considerare anche il parametro temporale per l'identificazione delle aree ottimali dove condurre l'attività di misura.

L'area studio selezionata per l'applicazione della metodologia proposta è rappresentata dal territorio della provincia di Ravenna, ritenuto ottimale per la procedura di verifica grazie all'elevata disponibilità di dati caratterizzanti lo stato di qualità dell'aria e le sorgenti emissive presenti che sono stati utilizzati per validare i risultati conseguiti nel corso delle attività di ricerca. Inoltre, in relazione alla provincia di Ravenna, l'approccio metodologico ed i risultati conseguiti sono attualmente in fase di applicazione sperimentale da parte di ARPA Sezione provinciale di Ravenna.

La metodologia predisposta si compone di due fasi operative consecutive e strettamente connesse tra loro. La Fase 1, che consente di caratterizzare l'area studio in relazione alla concentrazione degli inquinanti atmosferici e di definire i criteri di posizionamento attraverso le funzioni obiettivo da estremizzare, richiede di essere implementata una sola volta per ciascuna area studio (salvo eventuali aggiornamenti nel tempo legati alle inevitabili variazioni del panorama emissivo e di altri parametri legati alla specifica situazione territoriale). Il risultato principale di questa fase consiste nell'implementazione di un database costituito dall'insieme dei dati raccolti ed elaborati e che rappresenta la fonte delle informazioni per l'applicazione dell'algoritmo di allocazione che costituisce la Fase 2 successiva.

La sperimentazione della Fase 1 in relazione all'area studio ha permesso di realizzare, oltre al sopracitato database (che rappresenta l'obiettivo primario della Fase 1), altri importanti risultati.

In particolare, nell'ottica di realizzare un approccio di analisi replicabile a realtà molto diverse tra loro, sono stati valutati e testati diversi approcci per la definizione quantitativa delle emissioni ed immissioni degli inquinanti atmosferici sull'area studio. Le attività hanno individuato nel modello NINFA+PESCO (operativo sull'intera Italia settentrionale) un supporto di fondamentale importanza per la stima del campo di concentrazione di fondo, ma hanno anche evidenziato come la risoluzione con cui opera questo modello (1 km^2) non risulta del tutto soddisfacente per gli scopi delle attività di ricerca descritte nel presente lavoro. Anche l'incapacità di NINFA+PESCO di considerare le sorgenti locali di emissione rappresenta una limitazione significativa. La soluzione individuata consiste nella disaggregazione ad alta risoluzione degli inventari delle emissioni atmosferiche con la successiva applicazione di ulteriori modelli matematici di simulazione della dispersione atmosferica. Tali attività hanno permesso di identificare le sorgenti emissive significative sull'area studio e di sviluppare un approccio di disaggregazione delle

emissioni di tipo *top-down* attraverso la selezione di opportune variabili *proxy*. I risultati conseguiti, confrontati con i dati raccolti sul territorio dall'ARPA - sezione provinciale di Ravenna attraverso una procedura di tipo *bottom-up*, hanno evidenziato le buone performance dell'approccio adottato (in particolare per quanto riguarda le emissioni connesse al riscaldamento domestico ed al traffico veicolare). La procedura di disaggregazione delle emissioni, applicata all'intero territorio provinciale, ha permesso di ottenere alcuni dei principali dati necessari alla successiva fase di valutazione del campo delle concentrazioni rappresentata dall'applicazione del modello di dispersione ADMS-URBAN. I risultati delle simulazioni condotte, opportunamente integrati con i dati forniti dal modello PESCO, sono stati valutati attraverso il confronto con le concentrazioni misurate costantemente sul territorio da ARPA, evidenziando la buona rispondenza tra i dati simulati con quelli misurati. I risultati relativi alle concentrazioni inquinanti, conseguiti attraverso l'approccio modellistico, sono stati confrontati anche con analoghe simulazioni condotte da ARPA – sezione provinciale di Ravenna, utilizzando direttamente i dati misurati di tipo *bottom-up*. Anche in questo caso, è stato evidenziato il buon accordo tra le serie di dati.

I dati raccolti ed elaborati attraverso i passaggi operativi descritti hanno permesso di calcolare tutte le funzioni obiettivo definite precedentemente e che rappresentano la formulazione matematica dei criteri di allocazione degli strumenti di monitoraggio. I valori quantitativi riferiti ad alcune funzioni obiettivo sono stati confrontati anche con i dati raccolti ed elaborati da ARPA – sezione provinciale di Ravenna, attraverso le campagne di monitoraggio con mezzo mobile condotte durante l'anno 2009.

L'insieme dei dati raccolti ed elaborati attraverso le attività che compongono la Fase 1 hanno permesso di implementare un database strutturato e rappresentativo dell'intero territorio provinciale che costituisce l'obiettivo primario che l'intera Fase 1 della metodologia intende realizzare. L'approccio adottato per realizzare la Fase 1 garantisce che i dati che compongono il database siano il risultato di una procedura operativa verificata in ogni passaggio attraverso il confronto con dati misurati puntualmente sul territorio.

La Fase 2 della metodologia implementata prevede l'utilizzo dell'algoritmo di allocazione in funzione dei dati che costituiscono il database realizzato durante la Fase 1. La Fase 2 consente di identificare i punti ritenuti ottimali dove posizionare gli strumenti di monitoraggio rispettando diversi obiettivi e criteri. Tale procedura risulta applicabile n volte sullo stesso area studio, progettando un elevato numero di campagne di monitoraggio senza dover intervenire sul database o sugli elementi operativi che costituiscono la Fase 1.

Infine, la procedura di allocazione è stata oggetto dell'implementazione di un SW volto ad automatizzare l'intera procedura di allocazione che costituisce la Fase 2. Il SW è stato realizzato con l'obiettivo di sviluppare un'interfaccia grafica che consenta all'operatore preposto alla

progettazione delle campagne di monitoraggio di essere guidato in tutti passaggi necessari, ottenendo come output un elenco definito di aree ottimali dove posizionare il mezzo mobile di misura e di visualizzare geograficamente i risultati ottenuti. L'interfaccia grafica è stata sviluppata in Microsoft Access, integrato con il linguaggio di programmazione Visual Basic. La visualizzazione geografica delle aree identificate avviene attraverso Google Maps®.

Concludendo, è possibile affermare che l'algoritmo implementato risulta di generale applicazione e offre all'operatore preposto alla progettazione delle campagne di monitoraggio un elevato numero di criteri adottabili per la selezione delle aree ottimali. La procedura per l'applicazione dell'algoritmo necessita, come input, la selezione, da un elenco di possibilità, degli elementi che caratterizzano ciascuna campagna di monitoraggio con mezzi mobili (recettori sensibili, area specifica dove realizzare la campagna di misura, periodo di tempo del monitoraggio, tipologia di inquinamento da monitorare, inquinanti da misurare) ed il criterio specifico di guida per l'allocazione degli strumenti di monitoraggio (esposizione, rischio, probabilità di superare i limiti di legge, massimi valori di concentrazione, gradiente di concentrazione, correlazione e accordo tra i dati misurati e simulati, indice di qualità dell'aria, minime differenze di concentrazione, deposizioni acidificanti, danno per i beni materiali).

Tale algoritmo consente di identificare le aree ritenute ottimali attraverso l'estremizzazione della funzione obiettivo rappresentativa del criterio di allocazione selezionato, assicurano in questo modo la massima rappresentatività dei dati raccolti durante la campagna rispetto agli obiettivi ed al criterio che la caratterizzano. Anche lo strumento SW sviluppato rappresenta un elemento importante dell'intera attività di ricerca in quanto sintetizza e concentra tutti i risultati ottenuti e consente di fornire alle Pubbliche Amministrazioni ed alle Agenzie di controllo un supporto operativo alla fase di progettazione delle campagne di monitoraggio.

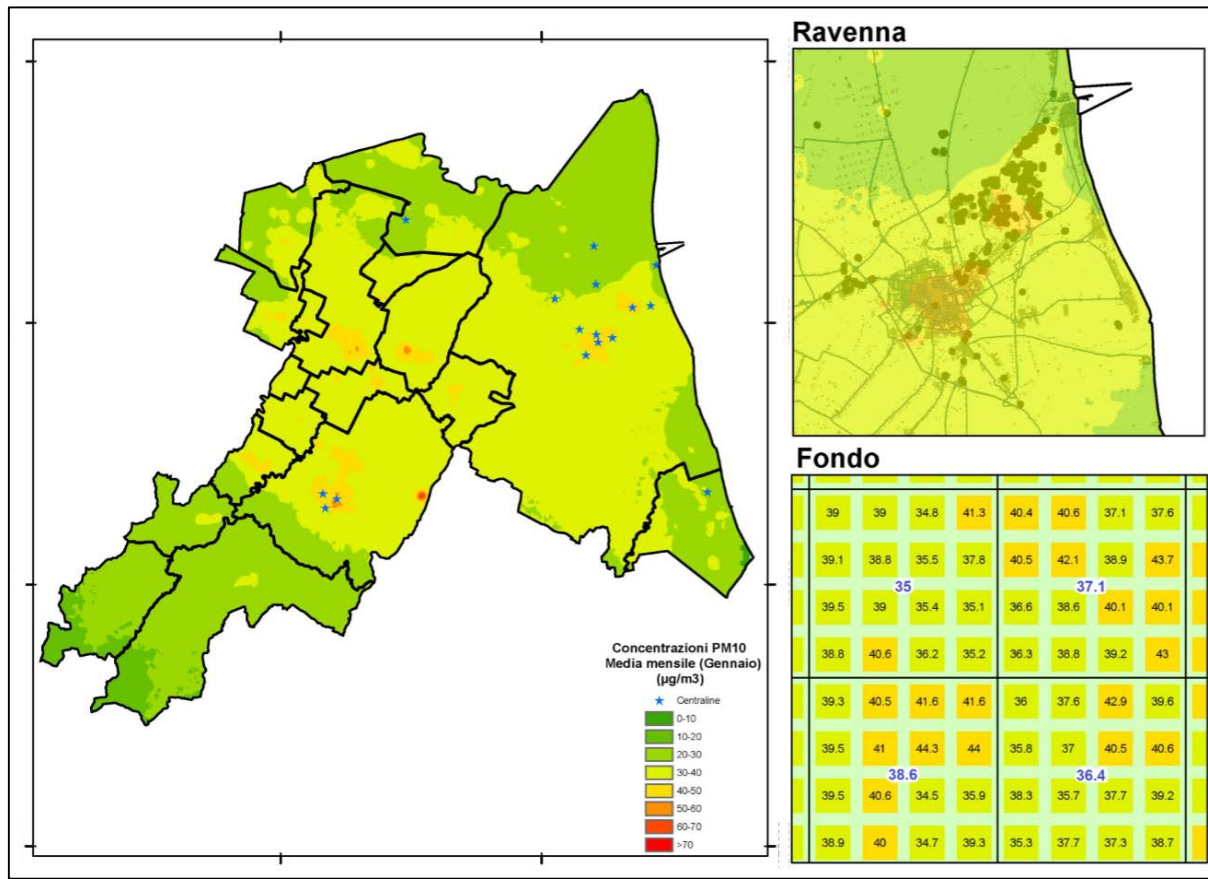
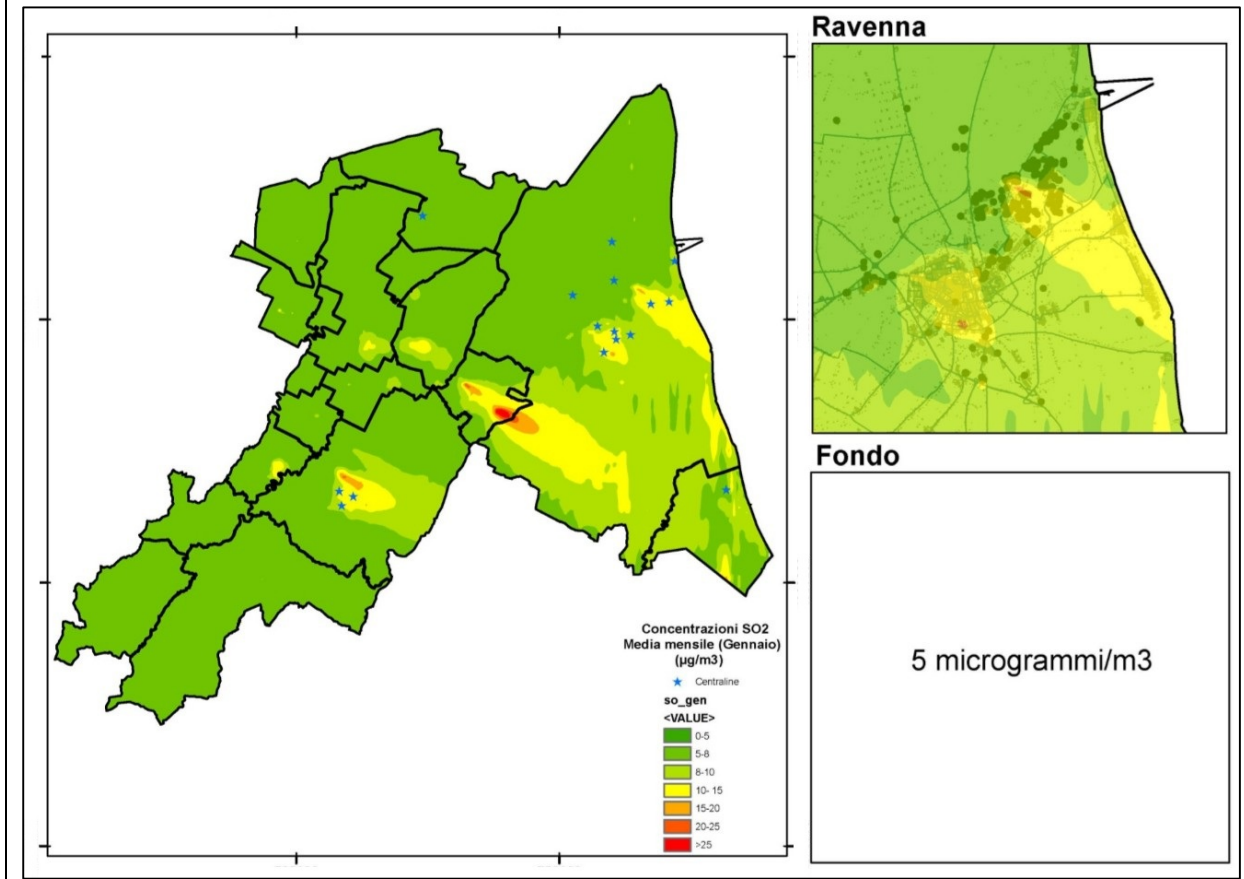
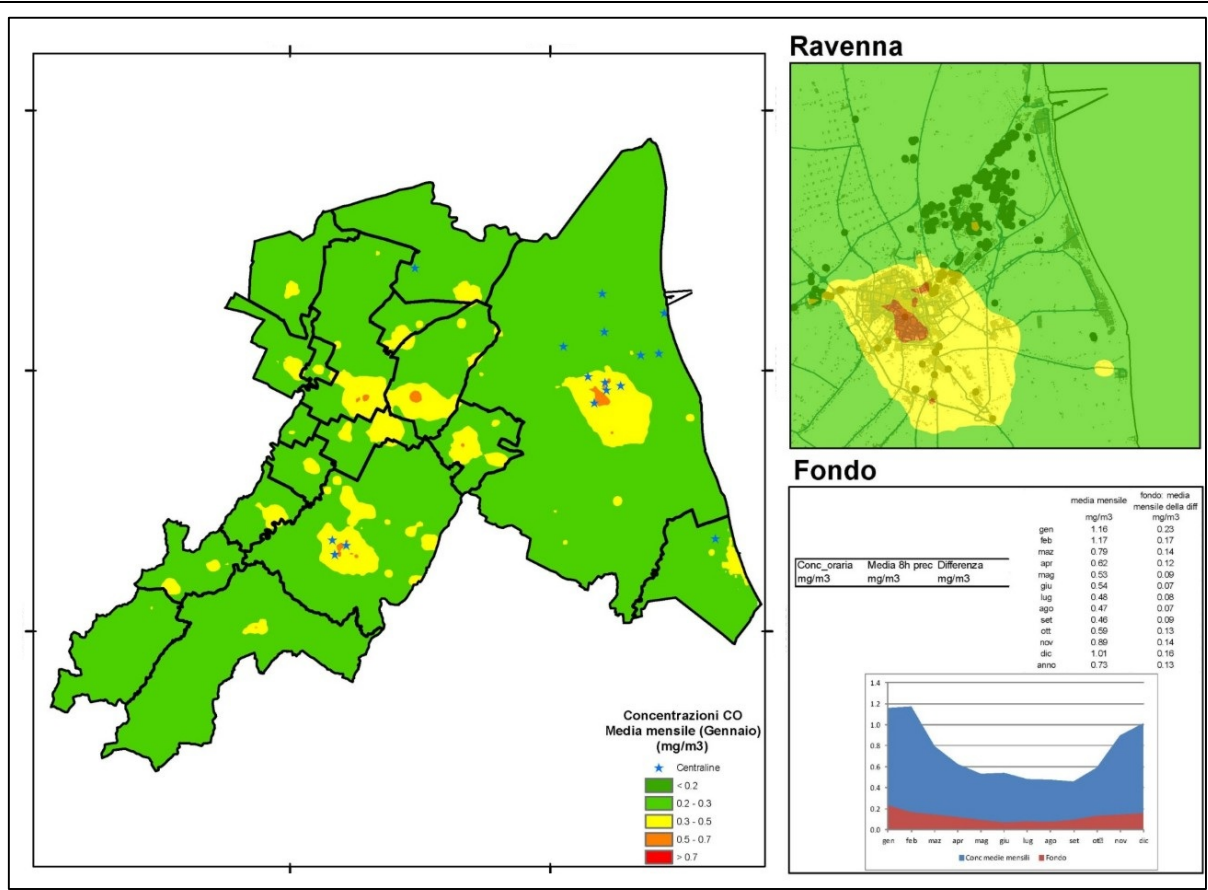
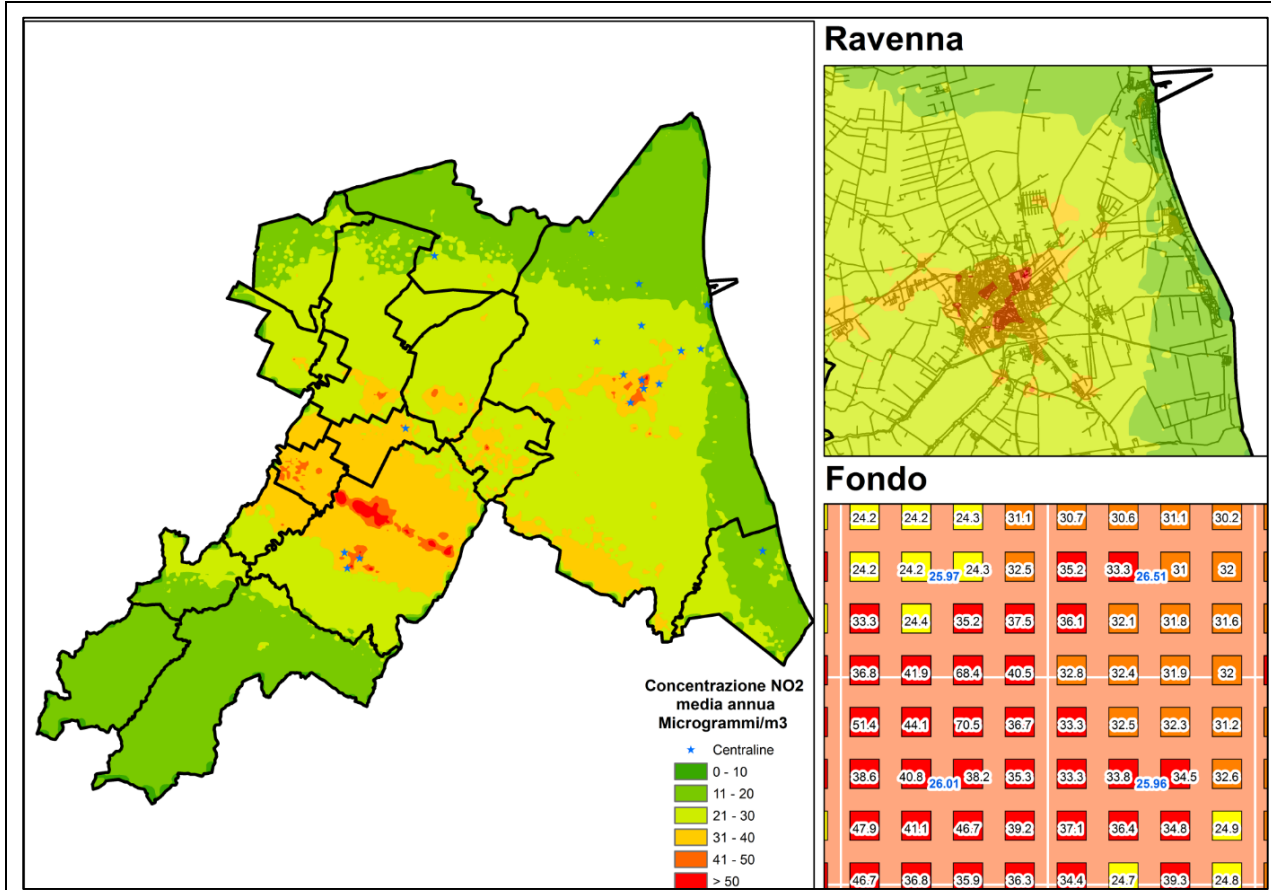
I risultati e le valutazioni che hanno caratterizzato le attività di ricerca hanno permesso di identificare anche alcuni possibili elementi meritevoli di ulteriori indagini e sviluppi futuri che, nel corso delle attività condotte, hanno presentato le maggiori criticità e incertezze. In particolare, gli aspetti ritenuti maggiormente sensibili riguardano il miglioramento della classificazione della rete stradale in relazione alla valutazione delle emissioni da traffico veicolare, la valutazione degli aspetti sanitari per la popolazione in relazione alle classi rappresentative della diversa sensibilità rispetto agli inquinanti atmosferici e la valutazione del contributo outdoor all'inquinamento indoor.

MAPPE

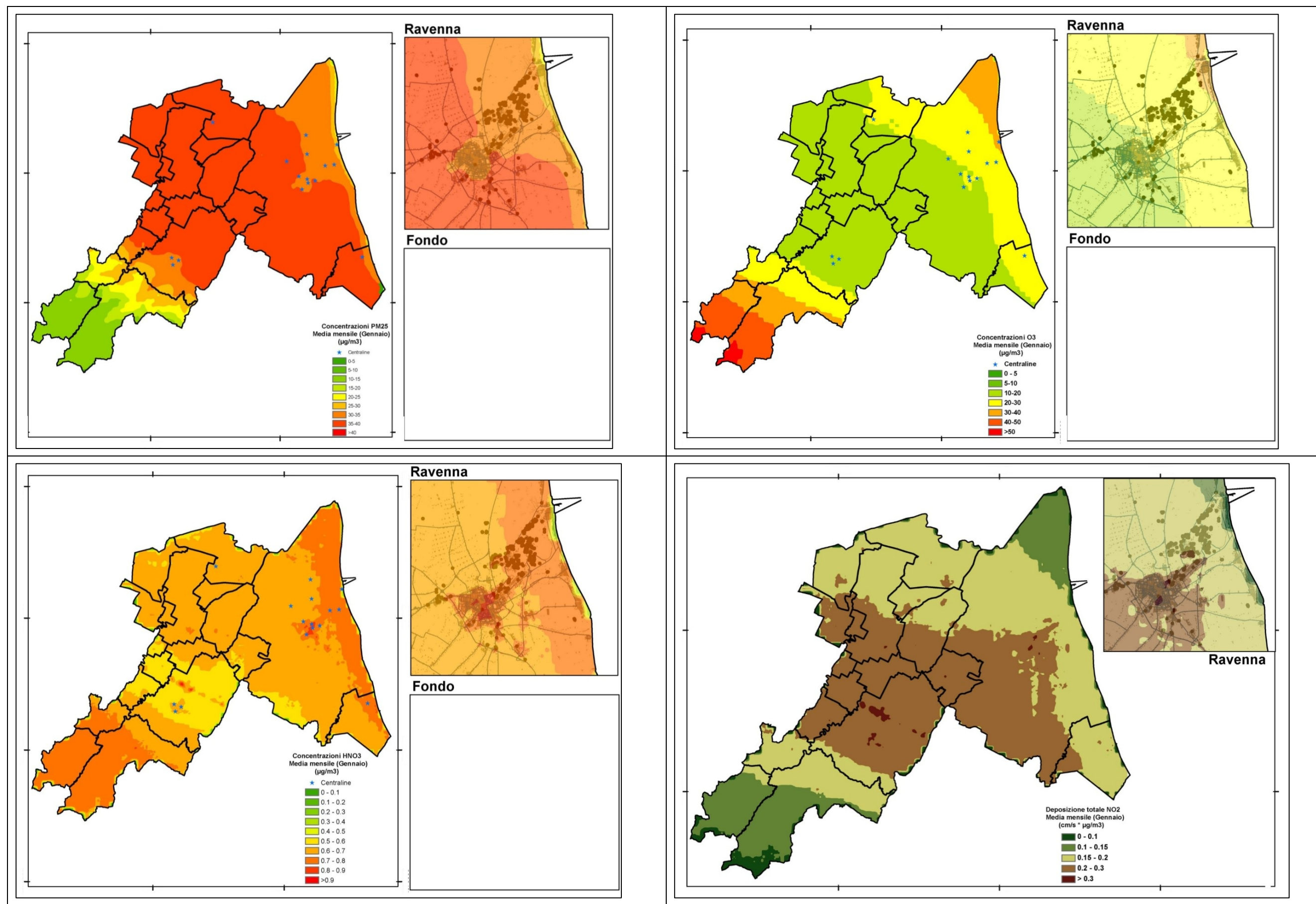
Mappa 1: Principali sorgenti di emissione.



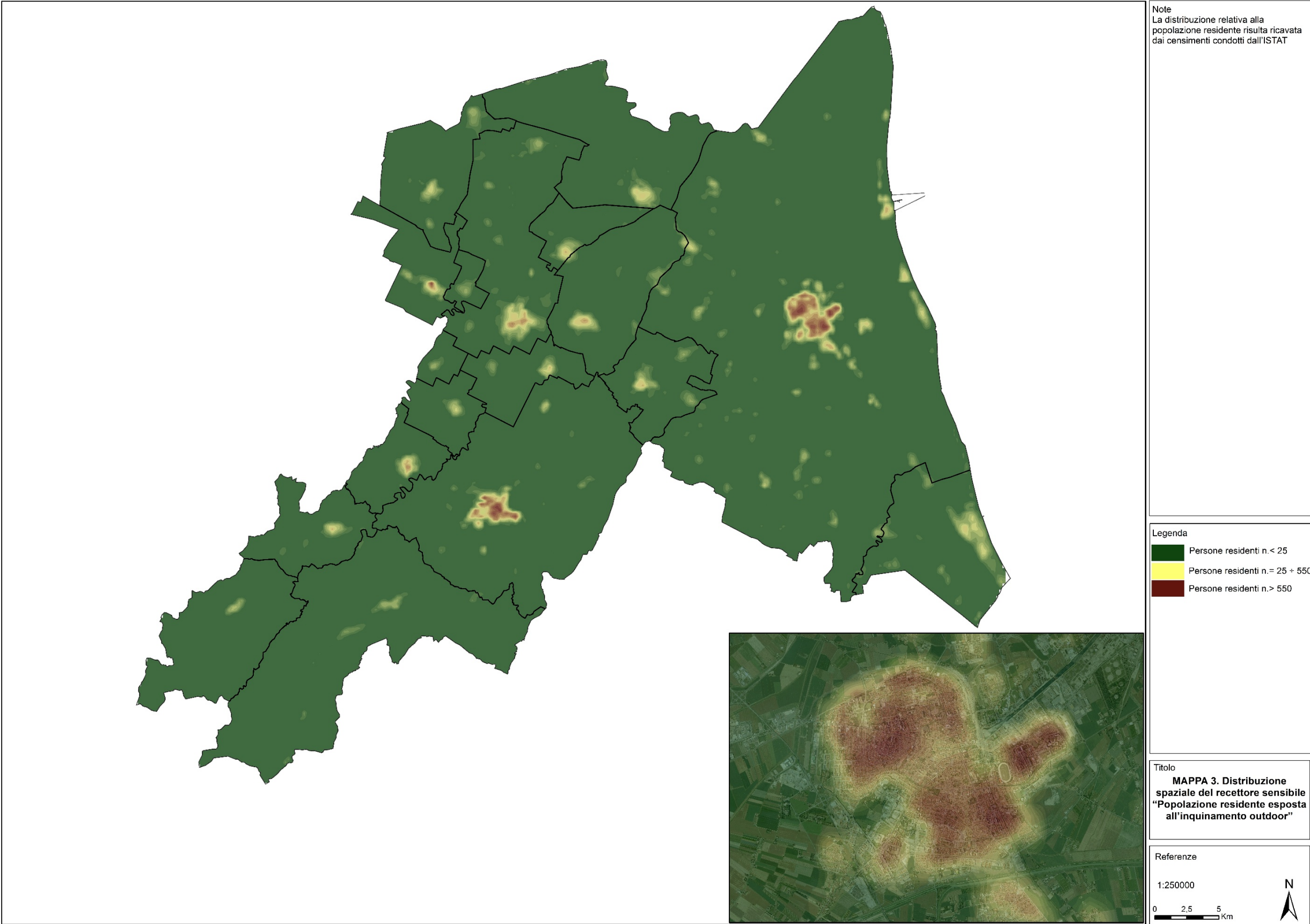
Mapa 2: Campo di concentrazione per alcuni ottenuti con ADMS-URBAN con l'aggiunta del fondo.



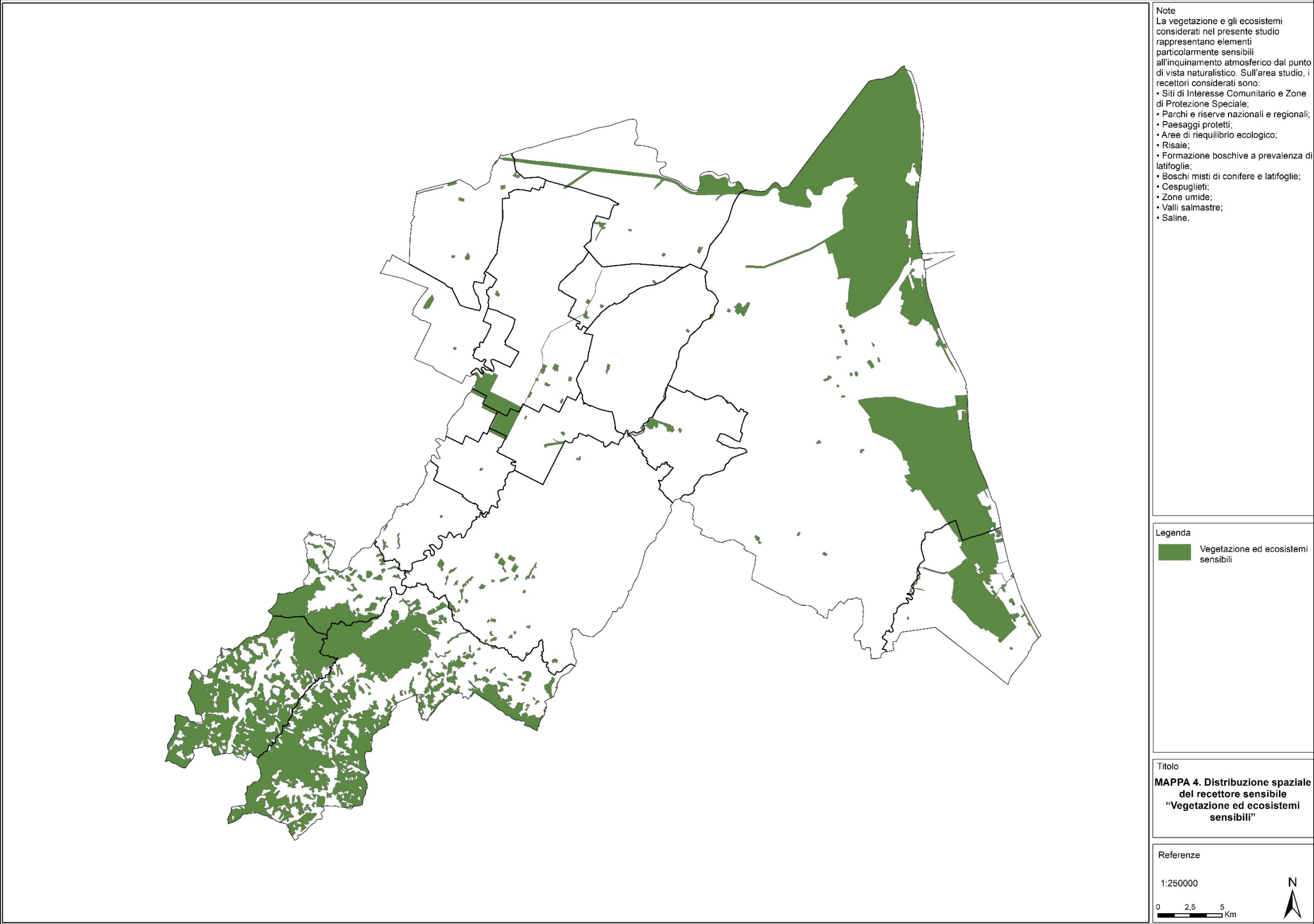
Mappa 3: Campo di concentrazione (e deposizione) per alcuni ottenuti con ADMS-URBAN con l'aggiunta del fondo.



Mappa 4: Distribuzione spaziale del recettore sensibile “Popolazione residente esposta all’inquinamento outdoor”



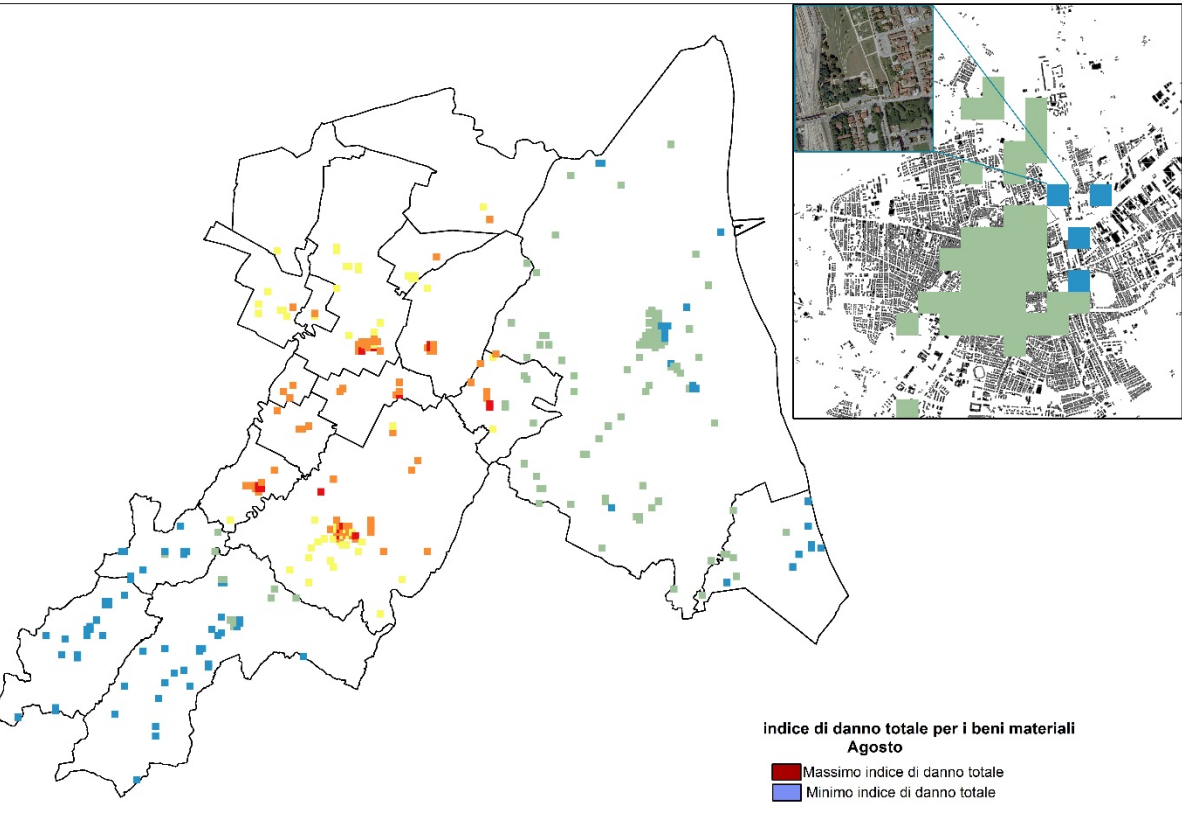
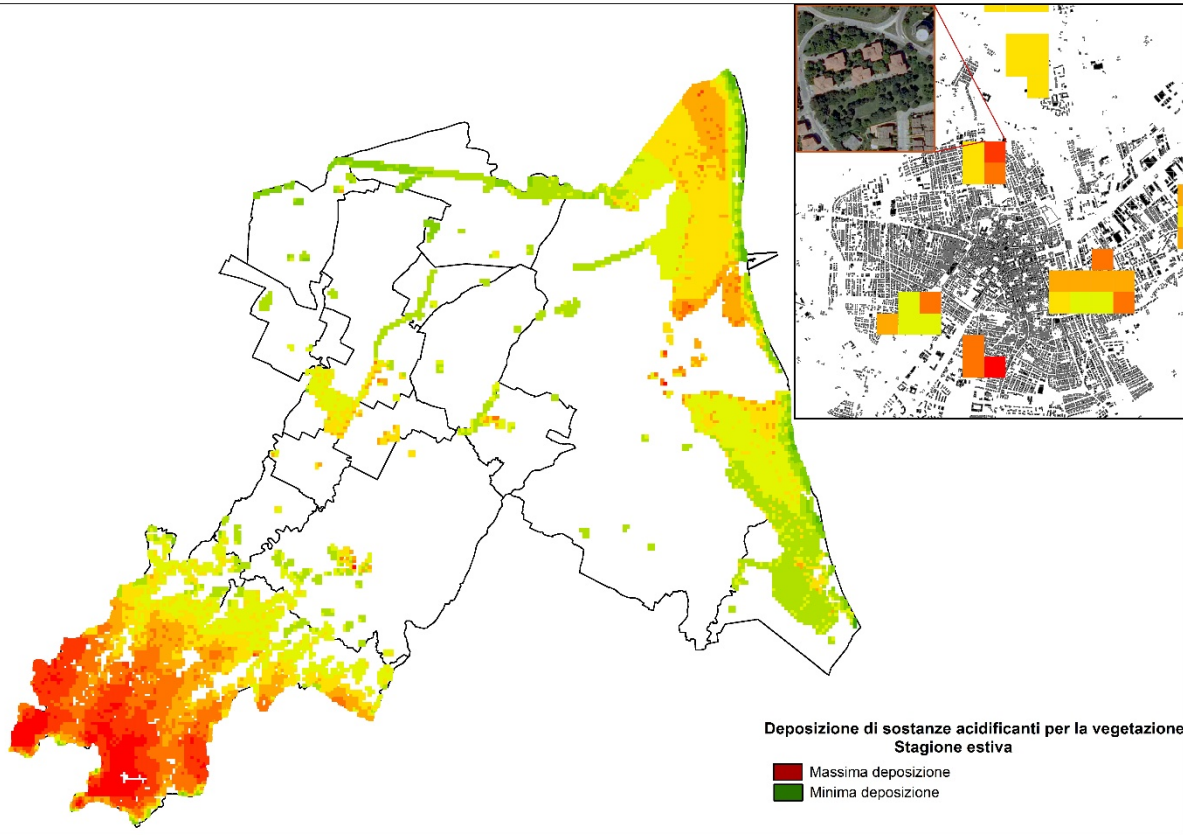
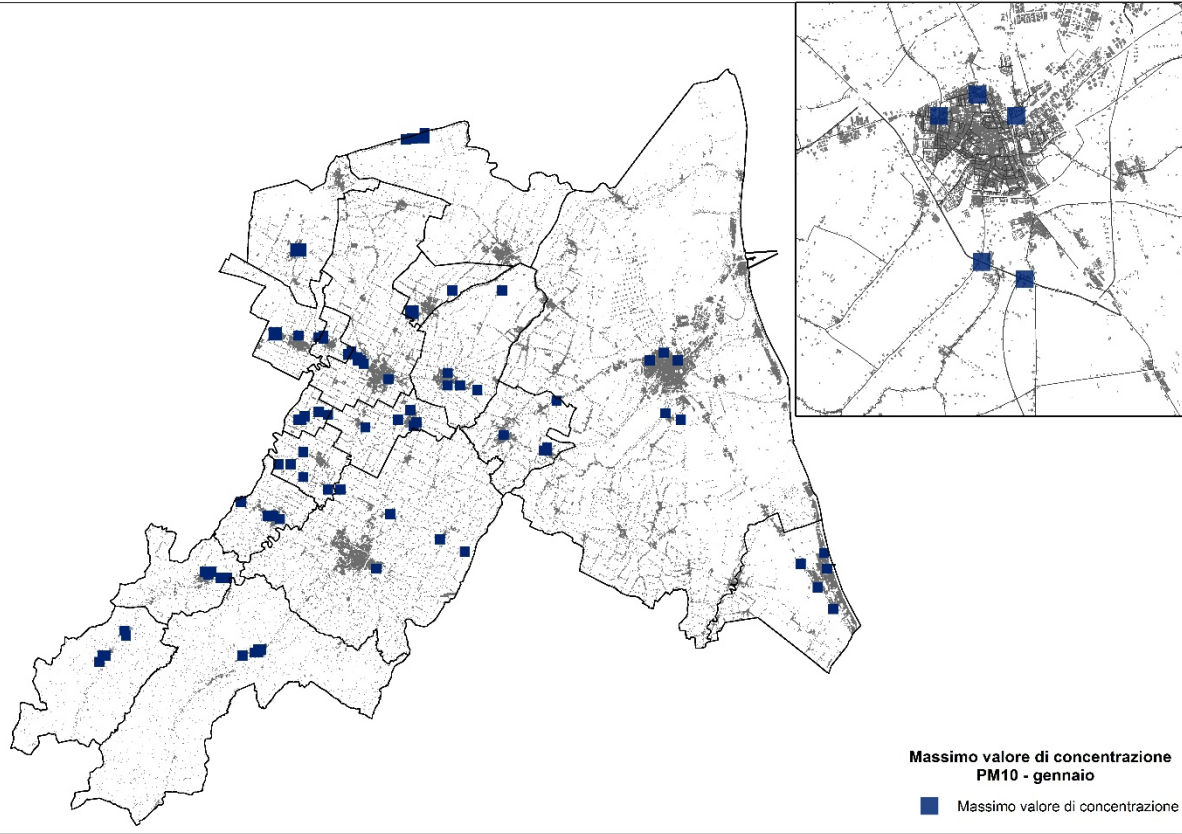
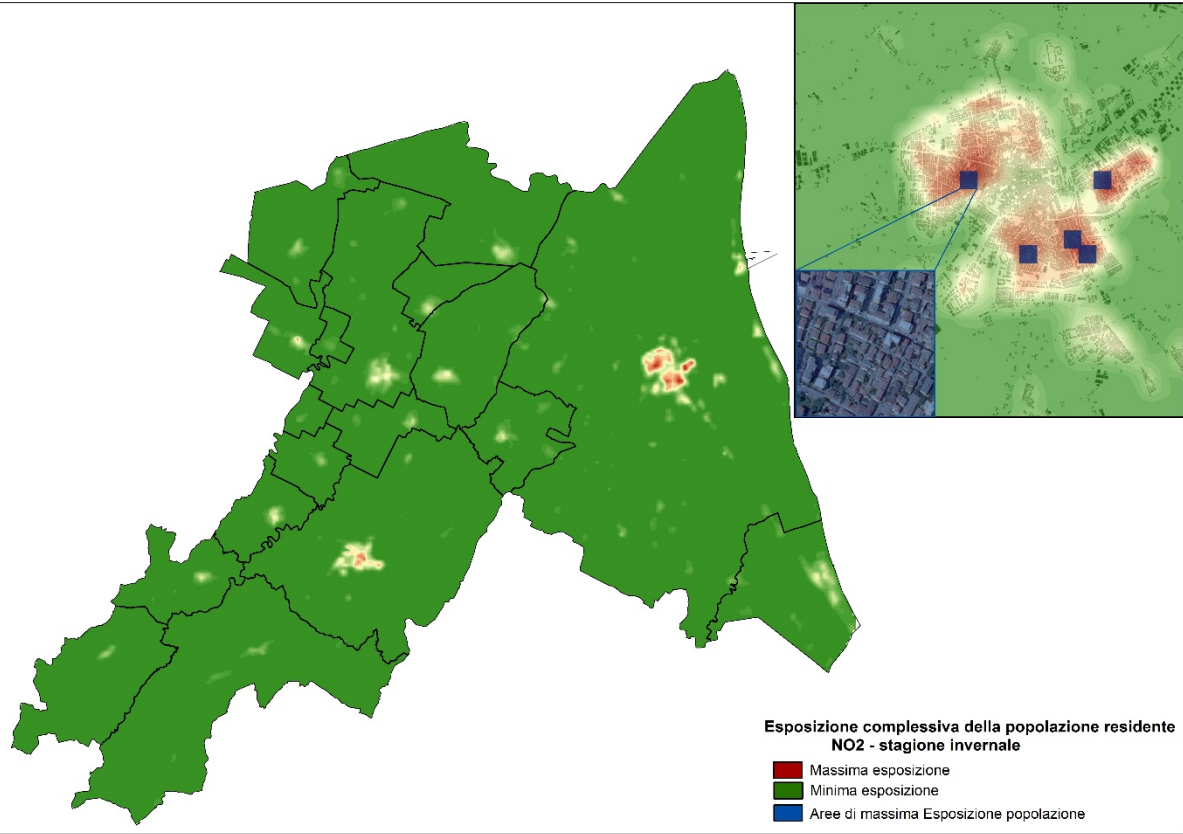
Mappa 5: Distribuzione spaziale del recettore sensibile “Vegetazione ed ecosistemi sensibili”



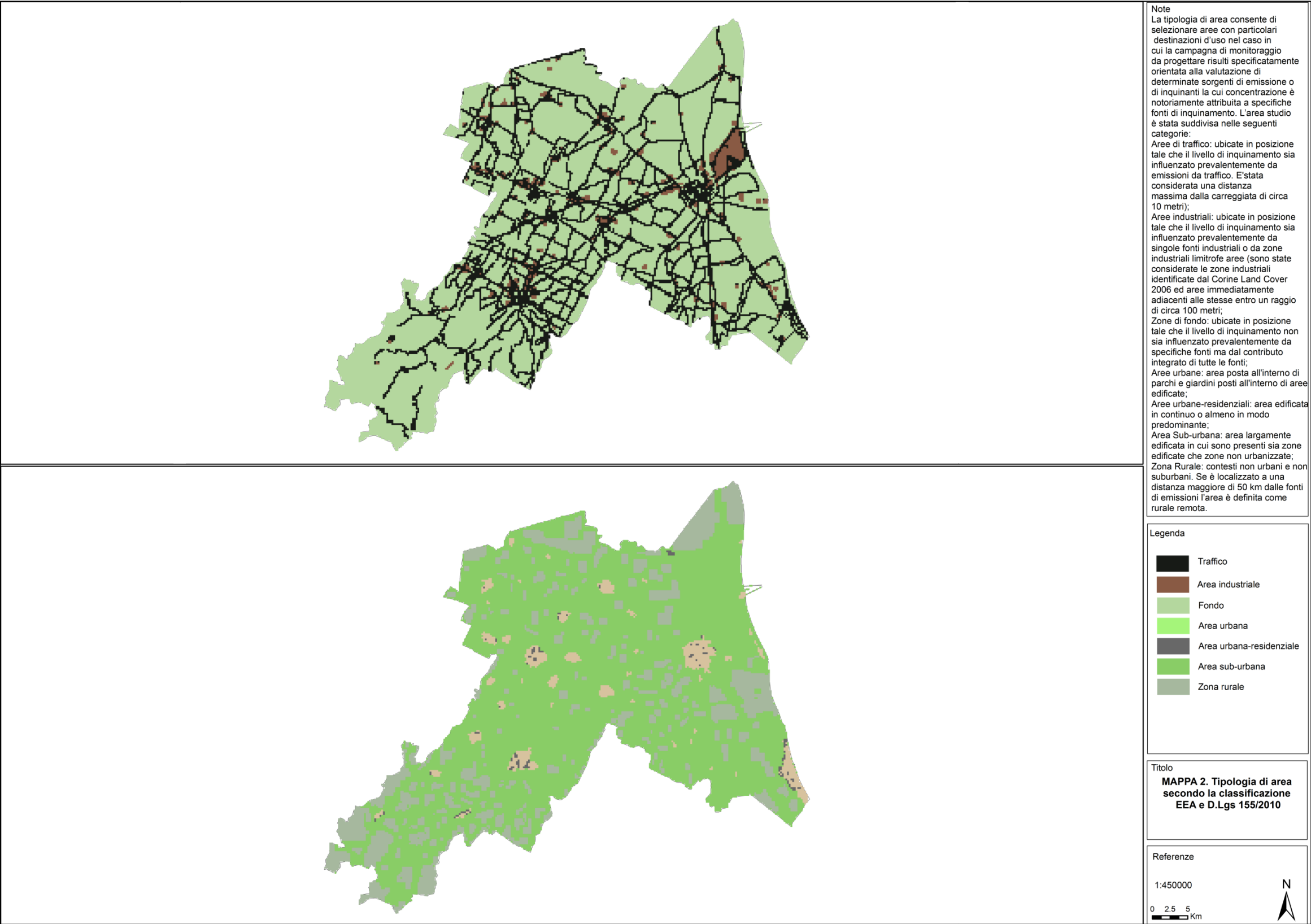
Mappa 6: Distribuzione spaziale del recettore sensibile “Beni monumentali di particolare pregio”



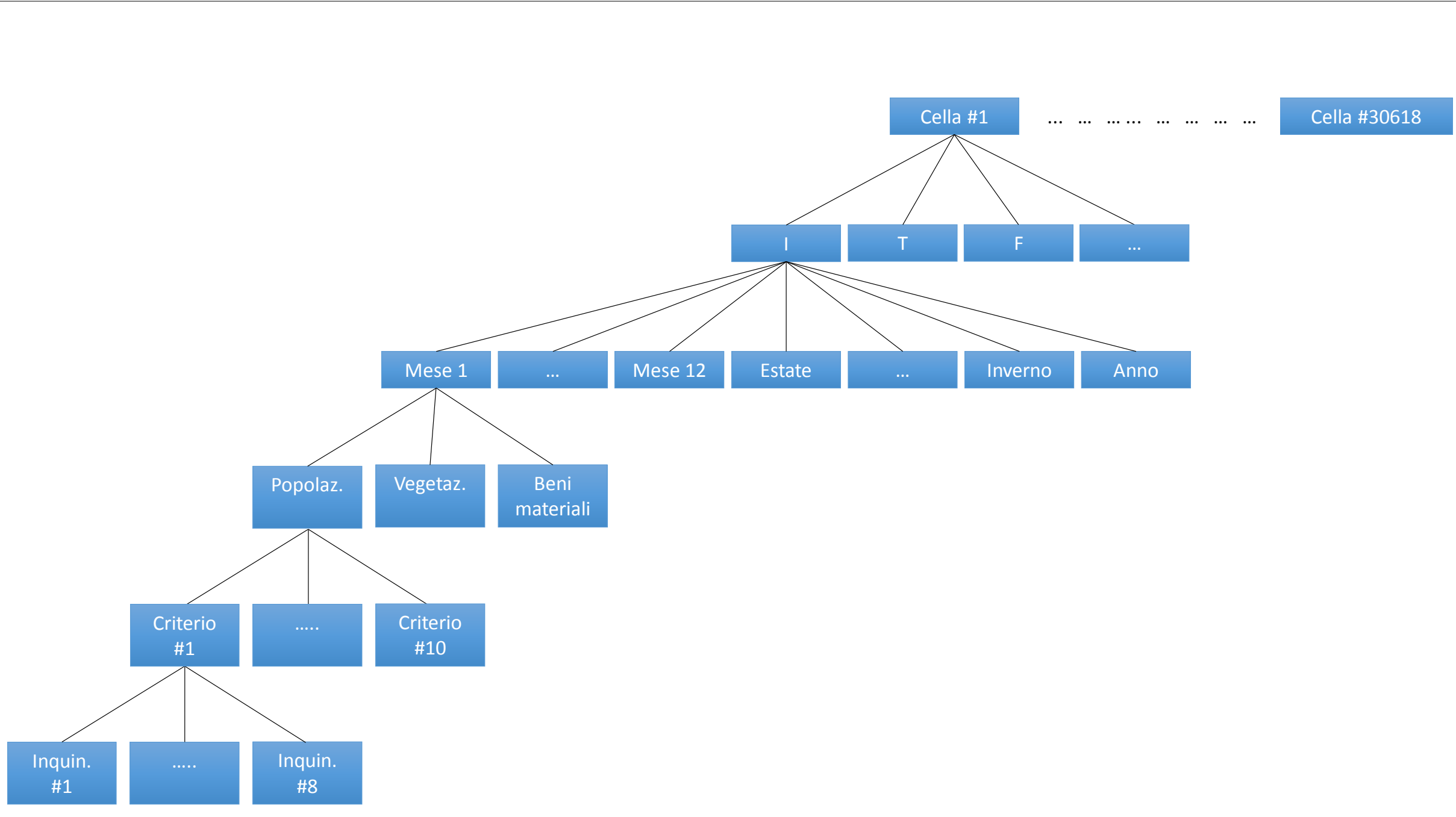
Mappa 7: Esempi di funzioni obiettivo calcolate



Mappa 8: Tipologia di area secondo la classificazione EEA e D.Lgs 155/2010



Mappa 9: Rappresentazione schematica delle possibili combinazioni per il calcolo dei criteri di allocazione



ALLEGATO 1 – GUIDA PRATICA

Strumento di supporto alla Progettazione delle Campagne di Monitoraggio della Qualità dell'Aria
con l'Ausilio del Laboratorio Mobile

Guida Pratica

[Presentazione](#)

[Maschera Selezione](#)

[Maschera Popolazione](#)

[Maschera Vegetazione](#)

[Maschera Beni Materiali](#)

[Maschera Output](#)

[Allegato 1](#)



Presentazione

Lo strumento informatico di supporto alla progettazione delle campagne di monitoraggio della qualità dell'aria con l'ausilio del laboratorio mobile costituisce l'automatizzazione in un algoritmo per allocare gli strumenti di misura dell'inquinamento atmosferico. Tale supporto, nasce dall'esigenza di implementare una procedura metodologica per individuare a priori la posizione dove collocare una postazione mobile di monitoraggio della qualità dell'aria al fine di massimizzare la rappresentatività della posizione scelta rispetto a differenti obiettivi e criteri di scelta.

L'algoritmo di allocazione che costituisce la base metodologica dello strumento informatico costituisce la seconda fase di una procedura di progettazione delle campagne di monitoraggio piuttosto complessa. Il risultato della prima fase è rappresentato da un database di informazioni rappresentate da valori di concentrazione degli inquinanti atmosferici e da valori numerici relativi a funzioni obiettivo specifiche (come verrà dettagliato di seguito).

Il database costituisce la fonte delle informazioni che l'algoritmo di allocazione implementato (rappresentato schematicamente nella Figura A1) utilizza per identificare le aree ritenute ottimali per realizzare le campagne di monitoraggio della qualità dell'aria.

La progettazione delle campagne di monitoraggio prevede, secondo l'algoritmo implementato, che ciascuna campagna venga opportunamente caratterizzata attraverso la scelta dei seguenti elementi distintivi:

- **Tipologia di Recettore** sensibile oggetto del monitoraggio
 - Popolazione Residente
 - Vegetazione
 - Beni Materiali di Particolare Pregio
- **Area specifica** dove realizzare il monitoraggio
 - Comuni
 - Unioni di Comuni
 - Intero territorio provinciale
 - Altri territori locali
- **Periodo di tempo** durante il quale realizzare il monitoraggio
 - Un mese specifico
 - Un'intera stagione
 - Intero anno
- **Tipologia di campionamento**²⁷
 - Orientato all'inquinamento da Traffico veicolare
 - Orientato all'inquinamento di tipo Industriale

²⁷ La selezione della tipologia di campionamento è prevista solo nel caso della selezione della popolazione come recettore sensibile

- Orientato all'inquinamento di Fondo Urbano
- Orientato all'inquinamento di Fondo Urbano Residenziale
- Orientato all'inquinamento di Fondo SubUrbano
- Orientato all'inquinamento di Fondo Rurale
- **Inquinante/i** monitorato/i
 - CO
 - NO₂
 - NO_x
 - O₃
 - PM₁₀
 - PM_{2.5}
 - SO₂
 - Combinazione tra PM₁₀ e NO₂

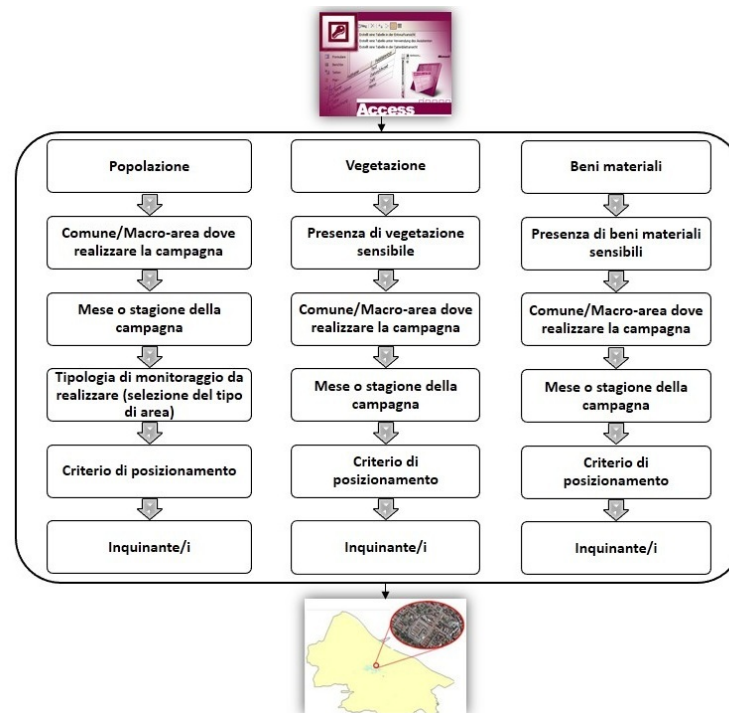


Figura A1. Rappresentazione schematica dell'algoritmo di allocazione.

Considerando gli elementi caratterizzanti la campagne di monitoraggio da progettare, l'algoritmo di allocazione identifica le aree del territorio ritenute ottimali per il posizionamento degli strumenti di misura attraverso l'estremizzazione di una specifica funzione obiettivo selezionata dall'operatore che rappresenta

la formulazione matematica del criterio di posizionamento che meglio descrive la campagna di monitoraggio da realizzare²⁸.

Le funzioni obiettivo, formulate matematicamente all'interno del programma SW e suddivise in relazione a ciascun recettore sensibile considerato, vengono riportate nella tabella seguente (la relativa formulazione matematica viene riportata in fondo):

Recettore	funzione obiettivo
Popolazione Vegetazione	Esposizione singolare all'inquinante i -esimo
Popolazione	Esposizione complessiva all'inquinante i -esimo
Popolazione Vegetazione	Rischio in relazione a tutti gli inquinanti considerati
Popolazione	Massima correlazione dati di concentrazione per l'inquinante i -esimo stimati nel punto j -esimo dell'area studio ed il dato misurato da ciascuna centralina fissa di monitoraggio della qualità dell'aria
Popolazione Vegetazione	Massima probabilità di superare i limiti di legge per l'inquinante i -esimo
Popolazione Vegetazione	Massimo valore orario di concentrazione dell'inquinante i -esimo
Popolazione	Minimo Indice di accordo (IOA) per l'inquinante i -esimo stimati nel punto j -esimo dell'area studio ed il dato misurato da ciascuna centralina fissa di monitoraggio della qualità dell'aria
Popolazione	Minimo Indice di accordo normalizzato sulla popolazione residente (IOAPr) per l'inquinante i -esimo stimati nel punto j -esimo dell'area studio ed il dato misurato da ciascuna centralina fissa di monitoraggio della qualità dell'aria
Popolazione	Massimo gradiente di concentrazione per l'inquinante i -esimo nel punto j -esimo rispetto a tutti i punti ad esso adiacenti

²⁸ Il concetto di funzione obiettivo risulta particolarmente diffuso nei problemi di ricerca operativa a supporto delle decisioni. Nella ricerca operativa vengono generati dei modelli rappresentativi di un problema attraverso la formulazione matematica dello stesso e sul modello viene calcolata la soluzione ottima o approssimata (sub-ottima) attraverso la massimizzazione (o minimizzazione) di una funzione obiettivo, eventualmente sottoposta a vincoli.

Le componenti fondamentali di questo modello generalmente sono: le variabili d'azione; la funzione obiettivo; i vincoli. Le variabili d'azione sono delle vere e proprie variabili che rappresentano le n . grandezze, relative al problema, i cui n . valori costituiranno la soluzione. La funzione obiettivo è una funzione che rappresenta la misura composta dell'efficacia delle variabili d'azione. I vincoli, che generalmente vengono espressi mediante equazioni e/o disequazioni, rappresentano le limitazioni di valore che possono/devono essere assegnate alle variabili d'azione. Quindi un problema di scelta può essere così sintetizzato: determinare i valori delle variabili di azione che rendono ottima (minima/massima) la funzione obiettivo, sotto le condizioni espresse dai vincoli.

Popolazione	Massimo Indice di Qualità dell'Aria (AQI)
Popolazione	Minima differenza della concentrazione dell'inquinante <i>i</i> -esimo nel punto <i>j</i> -esimo rispetto alla concentrazione media dell'inquinante <i>i</i> -esimo in tutti gli altri punti dell'area studio
Vegetazione	Massima la deposizione di sostanze acidificanti per la vegetazione nel punto <i>j</i> -esimo
Beni materiali	Massimo indice di danno totale

La funzione obiettivo e gli elementi distintivi della campagna di monitoraggio selezionati consentono al programma SW di identificare, all'interno del database, i punti del territorio che meglio soddisfano i criteri e gli obiettivi selezionati, disponendoli in ordine crescente di valore della funzione obiettivo. Ciascun punto risulta anche visualizzabile geograficamente attraverso una mappa.

L'interfaccia grafica è stata sviluppata in Microsoft Access®, mentre le procedure di calcolo sono state sviluppate nel linguaggio di programmazione Visual Basic®. Lo strumento di automatizzazione si compone di 5 maschere per la selezione degli elementi caratterizzanti la campagna di monitoraggio e per la visualizzazione dei risultati ottenuti. Le maschere di selezione vengono descritte sinteticamente di seguito.

Maschera Selezione

La maschera selezione consente di applicare i primi passaggi operativi della procedura di allocazione. Come evidenziato nella Figura A2, gli elementi selezionabili attraverso questa maschera sono:

- recettore sensibile (Selezione 1)
- area specifica per il monitoraggio (Selezione 2)²⁹
- periodo di tempo durante il quale realizzare l'attività di monitoraggio (Selezione 3)

Completata la fase di selezione di questi elementi, il sistema consente di proseguire la procedura (con il comando **"Esegui"**) oppure di interromperla uscendo dal programma (comando **"Esci"**). Il comando **"Esegui"** consente di proseguire nella selezione, accedendo alle successive maschere.

In ogni momento risulta possibile consultare la guida pratica attraverso il comando **"Guida"**.

²⁹ La selezione risulta possibile solo per un elemento tra "Comune" e "Territorio", non entrambi contemporaneamente.

Progettazione di Campagne di Monitoraggio della Qualità dell'Aria con l'Ausilio del Laboratorio Mobile

Selezione 1 |

RECETTORI: Popolazione
Vegetazione
BeniMateriali

Selezione 2 |

COMUNE: Provincia
Alfonsine
Bagnacavallo
Bagnara di Romagna

TERRITORIO: Unione Romagna Faentina
Unione Bassa Romagna
Costa

Selezione 3 |

PERIODO: Agosto
Anno
Aprile
Dicembre

[Guida](#)



[Esci](#) [Esegui](#)

Figura A2. Rappresentazione grafica della maschera Selezione.

Maschera Popolazione

Nel caso in cui nella maschera selezione il recettore sensibile scelto risulta essere la popolazione residente, la procedura automatizzata accede alla maschera popolazione. In questa maschera vengono riportati i codici rappresentativi degli elementi selezionati attraverso la maschera precedente. La corrispondenza tra i codici e la categoria viene riportata nella tabella seguente.

Comune o Territorio	Codice	Periodo	Codice
Provincia	39000	Agosto	1
Alfonsine	39001	Anno	2
Bagnacavallo	39002	Aprile	3
Bagnara di Romagna	39003	Dicembre	4
Brisighella	39004	Febbraio	5
Casola Valsenio	39005	Gennaio	6
Castel Bolognese	39006	Giugno	7
Cervia	39007	Luglio	8
Conselice	39008	Maggio	9
Cotignola	39009	Marzo	10
Faenza	39010	Novembre	11
Fusignano	39011	Ottobre	12
Lugo	39012	Settembre	13
Massa Lombarda	39013	Semestre Invernale	14
Ravenna	39014	Semestre Estivo	16
Riolo Terme	39015		
Russi	39016		
Sant'Agata sul Santerno	39017		
Solarolo	39018		
Unione Romagna Faentina	39020		
Unione Bassa Romagna	39021		

Come riportato nella Figura A3, la maschera popolazione consente di selezionare gli altri 4 elementi necessari all'identificazione dei punti ritenuti ottimali per il monitoraggio. Questi elementi sono i seguenti:

- inquinante in relazione alla popolazione (Selezione 4)
- tipologia di campagna da realizzare (Selezione 5)
- criterio per il posizionamento relativo alla popolazione (Selezione 6)
- numero di aree ritenute ottimali (Selezione 7)

The screenshot shows the 'Popolazione Residente' interface. It includes a header with the title and two input fields for location and period, accompanied by a 'Guida' button. The main area contains four selection panels: 'Selezione 4' for pollutant (CO, NO2, SO2, PM10), 'Selezione 5' for campaign type (Traffico, Industriale, Fondo Urbano Residenziale, Fondo SubUrbano), 'Selezione 6' for positioning criterion (Esposizione Singolare Popolazione, Rischio Popolazione, Correlazione misurato_simulato, Superamento limiti), and 'Selezione 7' for the number of areas (1, 2, 3, 4). A preview image of a city square is shown on the right, and 'Esci' and 'Esegui' buttons are at the bottom right.

Figura A3. Rappresentazione grafica della maschera Popolazione.

Analogamente alla maschera precedente, alla selezione segue la possibilità di utilizzare il comando “**Esegui**” oppure “**Esci**”). Il comando “Esegui” completa la fase di selezione e consente di accedere alla maschera Output.

In ogni momento risulta possibile consultare la guida pratica attraverso il comando “**Guida**”.

Maschera Vegetazione

Nel caso in cui nella maschera selezione il recettore sensibile selezionato risulti essere la vegetazione, la procedura automatizzata accede alla maschera vegetazione, riportando in alto i codici relativi agli elementi scelti attraverso la maschera selezione. La corrispondenza tra i codici e la categoria è stata riportata in precedenza.

Come riportato nella Figura A4, tale maschera consente di selezionare gli altri 3 elementi, riportati di seguito:

- inquinante in relazione alla vegetazione (Selezione 8)
- criterio per il posizionamento relativo alla vegetazione (Selezione 9)
- numero di aree ritenute ottimali (Selezione 10)

Figura A4. Rappresentazione grafica della maschera Vegetazione.

Alla selezione segue la possibilità di utilizzare il comando **“Esegui”** oppure **“Esci”**). Il comando **“Esegui”** completa la fase di selezione e consente di accedere alla maschera output.

In ogni momento risulta possibile consultare la guida pratica attraverso il comando **“Guida”**.

Maschera Beni Materiali

Nel caso in cui nella maschera selezione il recettore sensibile selezionato risultino essere i beni materiali, la procedura automatizzata accede alla maschera monumenti, riportando in alto i codici relativi agli elementi scelti attraverso la maschera selezione. La corrispondenza tra i codici e la corrispondente categoria è stata riportata in precedenza.

Come riportato nella Figura A5, tale maschera consente di selezionare i seguenti elementi:

- tipologia di bene monumentale (Selezione 11)
- criterio per il posizionamento relativo ai beni materiali (Selezione 12)
- numero di aree ritenute ottimali (Selezione 13)

Figura A5. Rappresentazione grafica della maschera Monumenti.

Alla selezione segue la possibilità di utilizzare il comando **“Esegui”** oppure **“Esci”**). Il comando **“Esegui”** completa la fase di selezione e consente di accedere alla maschera Output.

In ogni momento risulta possibile consultare la guida pratica attraverso il comando **“Guida”**.

Maschera Output

Come riportato nella Figura A6, la maschera output riporta:

- la sintesi di tutte le opzioni selezionate³⁰
- le aree ottimali (in numero pari a quanto selezionato dall'operatore attraverso ciascuna maschera) per il posizionamento del laboratorio mobile caratterizzate dalle coordinate del relativo centroide ed il corrispondente valore della funzione obiettivo³¹
- la possibilità di esportare i risultati ottenuti dalla procedura di progettazione (Selezione 14) quale possibile input di strumenti geografici (es. GIS) per la visualizzazione dei punti
- la possibilità di avviare la procedura per la creazione delle mappe dei risultati (Selezione 15), come descritto nel paragrafo seguente

Per ciascuna area identificata, lo strumento automatizzato consente di visualizzarne la mappa.

Anche in questo caso, in ogni momento risulta possibile consultare la guida pratica attraverso il comando **“Guida”**.

³⁰ Nel caso in cui una selezione non risulti necessaria, viene riportata la seguente dicitura: “Parametro non necessario per il recettore selezionato”

³¹ Nel caso in cui il numero di punti richiesti dall'operatore risulti inferiore a 10, viene riportata la seguente dicitura: “Informazione non richiesta dall'utente”

Opzioni Selezionate

Guida

Selezione

Recettore sensibile

Area di indagine

Periodo di misura

Inquinante

Tipologia di area

Criterio posizionamento



Aree Ottimali per il Posizionamento del Laboratorio Mobile

Esporta Mappa

Area 1

Longitudine

Latitudine

Area 6

Longitudine

Latitudine

Area 2

Longitudine

Latitudine

Area 7

Longitudine

Latitudine

Area 3

Longitudine

Latitudine

Area 8

Longitudine

Latitudine

Area 4

Longitudine

Latitudine

Area 9

Longitudine

Latitudine

Area 5

Longitudine

Latitudine

Area 10

Longitudine

Latitudine

Selezione 14

Selezione 15

Figura A6. Rappresentazione grafica della maschera Output.

recettore	Latitudine	Longitudine	area	r	periodi	comune	criterio	valore	inquinante	campagna	X	Y	Ynon_rer
Popolazione	12.21006196	44.40420133	1	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.974804136141114	NO2	Traffico		755625	4921875	921875
Popolazione	12.18148491	44.39825	2	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.973595401134667	NO2	Traffico		753375	4921125	921125
Popolazione	12.1816068	44.40049717	3	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.973308128297584	NO2	Traffico		753375	4921375	921375
Popolazione	12.1972787	44.40005911	4	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.972649817004786	NO2	Traffico		754625	4921375	921375
Popolazione	12.19027666	44.38675166	5	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.972578306104033	NO2	Traffico		754125	4919875	919875
Popolazione	11.7301109	44.27715503	6	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.971816335462067	NO2	Traffico		717875	4906375	906375
Popolazione	11.83067419	44.34897566	7	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.971812179148528	NO2	Traffico		725625	4914625	914625
Popolazione	11.8275415	44.34905331	8	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.971799568621171	NO2	Traffico		725375	4914625	914625
Popolazione	11.82419276	44.34463502	9	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.971697182298264	NO2	Traffico		725125	4914125	914125
Popolazione	11.8244088	44.34913088	10	anno	PROVINCIA	Correlazione mi	0.971685664117955	NO2	Traffico		725125	4914625	914625

Figura A7. Esempio della tabella dei risultati.

Mappa dei risultati³²

Attraverso l'apposito pulsante presente nella maschera di output (Selezione 14) il SW avvia una procedura guidata per il caricamento e la visualizzazione georeferenziata delle aree identificate attraverso la procedura di progettazione della campagna di misura, come descritta di seguito.

- 1- Avvio del browser Internet e dello strumento Google Maps® (<https://mapsengine.google.com/map/>)

³² Questa procedura richiede una connessione internet ed un account Google



Figura A8. Home page dello strumento Google Maps®.

- 2- Caricamento dei file esportati dal SW di progettazione delle campagne di monitoraggio selezionando i campi corrispondenti per la Latitudine e Longitudine

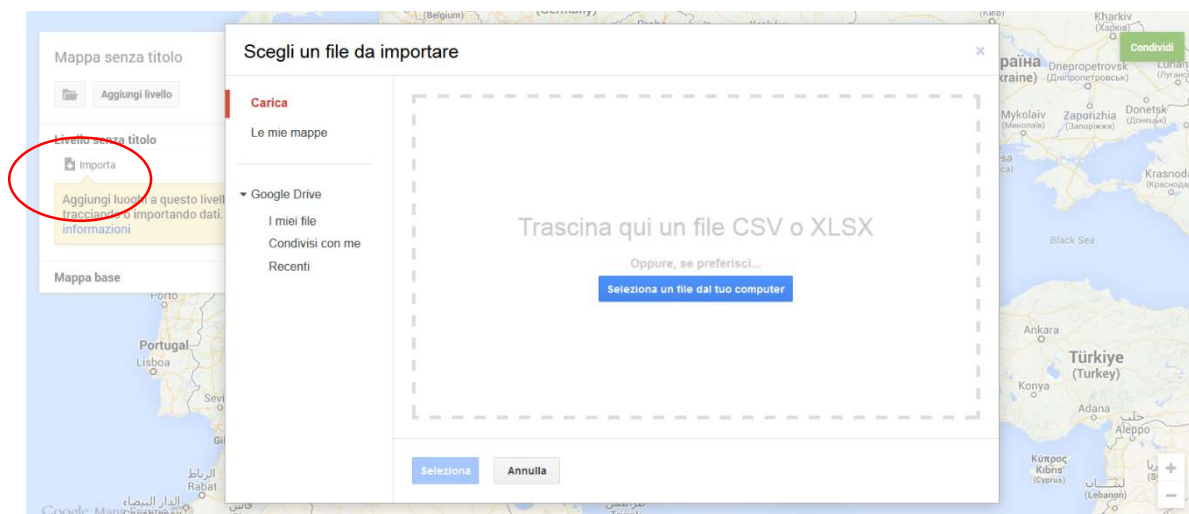


Figura A9. Procedura di caricamento dei file risultanti dall'esportazione dal SW di progettazione delle campagne di monitoraggio.

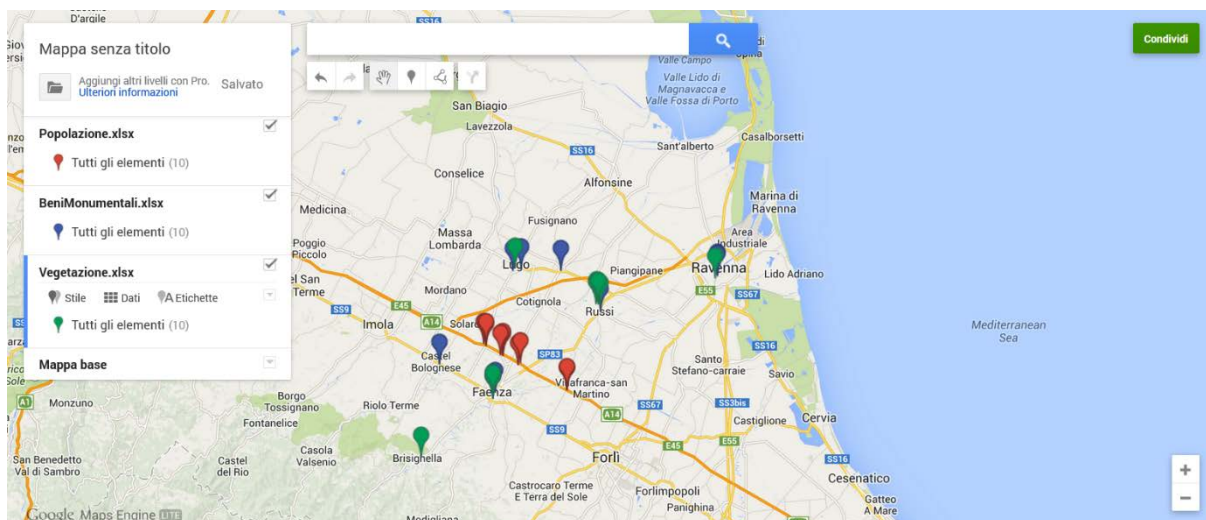


Figura A10. Esempio di risultato conseguito (punti rossi si riferiscono alla popolazione come recettore sensibile, i punti verdi alla vegetazione e i punti blu ai beni monumentali).

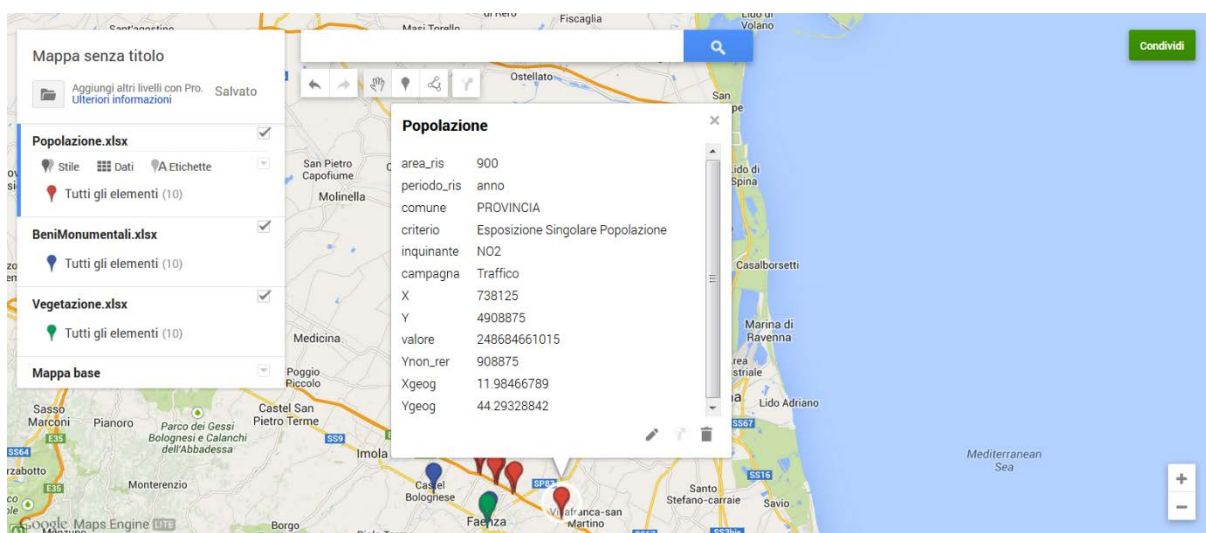


Figura A11. Esempio di risultato conseguito con dettaglio delle informazioni per un punto specifico selezionato.

Formulazione matematica delle funzioni obiettivo

Per la formulazione, fare riferimento alla Tabella 38 della presente relazione.

BIBLIOGRAFIA

- Ainslie B., Reuten C., Steyn D.G., Le N.D., Zidek J.V., 2009. Application of an entropy-based Bayesian optimization technique to the redesign of an existing monitoring network for single air pollutants. *Journal of Environmental Management* 90, 2715-2729.
- Al-Saadi J., Szykman J., Pierce R.B., Kittaka C., Neil D., Chu D.A., Remer L., Gumley L., Prins E., Weinstock L., MacDonald C., Dimmick F., Wayland R., Fishman J., 2005. Improving national air quality forecast with satellite aerosol observations. *Bulletin of American Meteorological Society* 86, 1249-1261.
- Almeida G.P., Durao D.F.G., Heitor M.V., 1993. Wake flows behind two-dimensional model hills. *Experimental Thermal and Fluid Science*, 87-101.
- Ananasso, 2008. Le missioni e le applicazioni di osservazione della Terra in ASI e il sistema integrato QUITSAT per la valutazione della qualità dell'aria.
- Andretta M., 2013. Some considerations on the definition of risk based on concepts of systems theory and probability. *Risk Analysis*
- Andretta M., 2007. *Modellistica matematica per l'ambiente, lucidi e appunti delle lezioni.*
- Andrews D.G., 2000. *An introduction to atmospheric physics*, Cambridge University Press.
- Angelini P., Lauriola P., 2007. *Linee guida per la realizzazione della valutazione dell'esposizione.*
- Angelino E., Fossati G., Peroni E., 2007. La disaggregazione spaziale dell'inventario nazionale delle emissioni per l'utilizzo dei modelli di dispersione. Seminario il piano di risanamento della qualità dell'aria e il ruolo degli inventari: impieghi e prospettive, Perugia 19 aprile 2007.
- Angelino E., Fossati G., Peroni E., 2006. *Inventari locali e disaggregazione spaziale: metodologie ed esperienze.*
- ANPA, 2008. *Rapporto tecnico su applicazione modelli per valutazione preliminare.*
- APAT, 2004. *Inventari locali di emissioni in atmosfera: seconda indagine conoscitiva.*
- ANPA, 2001a. *Linee guida agli inventari locali di emissione in atmosfera.*
- ANPA, 2001b. *Ricognizione nazionale della funzionalità delle reti di monitoraggio dell'aria.*
- ANPA, 2001c. *Linee guida per la selezione e l'applicazione dei modelli di dispersione atmosferica per la valutazione della qualità dell'aria.*
- ANPA, 2000. *I modelli nella valutazione della qualità dell'aria.*
- ANPA, 1999. *Emissioni in atmosfera e qualità dell'aria in Italia - primo rapporto ANPA sugli indicatori di pressione e di stato dell'ambiente atmosferico.*
- Antonacci G., 2007. *Guida alla scelta dei modelli matematici per la valutazione della dispersione di inquinanti in atmosfera.*
- Antoni R., 2008. *Modellistica meteorologica e di dispersione di inquinanti, lucidi delle lezioni.*
- APAT, 2006a. *Studio sperimentale per la caratterizzazione del danno connesso all'annerimento e all'azione di organismi biodeteriogeni per i beni di interesse storico –artistico italiani esposti all'aperto: l'esperienza APAT –ICR. Seminario "Effetti dell'inquinamento ambientale sui beni di interesse storico-artistico: le esperienze" Roma 28 giugno 2006.*
- APAT, 2006b. *L'impatto dell'inquinamento atmosferico sui beni di interesse storico-artistico esposti all'aperto. ISBN 88-448-0170-1.*
- APAT, 2006c. *Creazione di uno strumento di analisi per la proposta di una rete nazionale di qualità dell'aria.*
- APAT, 2004. *Linee guida per la predisposizione delle reti di monitoraggio della qualità dell'aria in Italia.*

Arpa Emilia-Romagna Sezione Provinciale di Ravenna, 2012. Rete di controllo della qualità dell'aria, relazione anno 2011.

Arpa Emilia-Romagna, 2012. Annuario dei dati ambientali 2010.

Arpa Emilia-Romagna Sezione Provinciale di Ravenna, 2010. Rete di controllo della qualità dell'aria, relazione anno 2009.

Arpa Emilia-Romagna Sezione Provinciale di Ravenna, 2009. Rete di controllo della qualità dell'aria, relazione anno 2010.

Arpa Emilia-Romagna Servizio Idro-Meteo-Clima, 2008. Note sull'utilizzo delle analisi meteorologiche di ARPA_SIM.

Arpa Emilia-Romagna, 2008. Definizione di un indice di qualità dell'aria per l'Emilia-Romagna.

ARPA Piemonte, 2011. Proposta di Linee Guida per la Valutazione di Impatto Sanitario (VIS).

Arpa Veneto, 2006. Ottimizzazione della rete regionale di controllo della qualità dell'aria del Veneto e mappatura di aree remote.

Arya S.P.S., 1995. Modeling and parameterization of near-source diffusion in weak winds. *Journal of Applied Meteorology*, 34, 1112-1122.

Arya S.P.S., 1984. Parametric relations for the atmospheric boundary layer. *Boundary Layer Meteorology*, 30, 57-73.

Baffo F., Desiato F., Lena F., Suatoni B., Toreti A., Bider M., Cacciamani C., Tinarelli G., 2005. I criteri di calcolo degli indicatori meteoroclimatici.

Baldacci S., Maio S., Viegi G., 2009. Inquinamento atmosferico e salute umana. *Epidemiologia e Prevenzione* 33, 1-72.

Ballardini D., Bonafè G., de Munari E., Deserti M., Maccone C., Passoni L., Poluzzi V., Ranzi A., Regazzi C., Ricciardelli I., Rossi M., 2007. Linee guida per la realizzazione della sorveglianza ambientale. Progetto Monitor.

Ballesta P.P., Fiel R.A., Fernandez-Patier R., Galan Madruga D., Connolly R., Baeza Caracena A., De Saeger E., 2008. An approach for the evaluation of exposure patterns of urban populations to air pollution. *Atmospheric Environment* 42, 5350-5364.

Barrie L.A., 1981. The prediction of rain acidity and SO₂ scavenging in eastern North America. *Atmospheric Environment* 15, 31-41.

Beuland A.L., Perron G., Kleinpeter J., Webe C., Ranchin T., Wald L., 2008. Adding virtual measuring stations to a network for urban air pollution mapping. *Environment International* 34, 599-605.

Bell M.L., 2006. The use of ambient air quality modelling to estimate individual and population exposure for human health research: A case study of ozone in the Northern Georgia Region of the United States. *Atmospheric Environment* 32, 586-593.

Bellasio R., 2007. Una metodologia oggettiva per la valutazione del posizionamento delle stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria.

Bellodi S., Canossa E., 2008. La Qualità dell'Aria stimata: applicazioni modellistiche ADMS per uno studio della diffusione degli inquinanti atmosferici nel comune di Ferrara e aree limitrofe. Seminario Qualità dell'aria e dintorni: recenti indagini di approfondimento in provincia di Ferrara, Ferrara 26 maggio 2008.

Benassi A., De Munari E., Fornasier F., 2007. Le reti di misura della qualità dell'aria. Seminario "Incontrare il CTN_ACE.

Benkovitz C.M., 1992. Trends analysis of vegetation exposure indices in rural areas of the U.S. *Atmospheric Environment* 26A, 1121-1136.

Biancotto R., Coraluppi L., Liguori F., Lorenzet K., Maffei G. R., Pillon S., Pistollato S., Rosa M., Tarabotti E., 2004. Model simulation of Venezia-Mestre ring road air pollution: experimental check and model

intercomparison, 9th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes.

Biggeri A., Bellini P., Terracini B., 2005. Meta-analisi degli studi italiani sugli effetti a breve termine degli inquinanti atmosferici.

Bini G., Magistro S., Angelino E., Peroni E., Fossati G., Beggiato M., Filippi E., Boffa G., 2004. Inventari locali di emissioni in atmosfera Seconda indagine conoscitiva. Workshop Inventari locali di emissione in atmosfera: strumenti ed esperienze, Venezia, 28-29/10/2004.

Bocconi A., 2012. Cenni di ricerca operativa.

Boisgontier H., Mallet V., Berroir J.P., Bocquet M., Herlin I., Sportisse B., 2008. Satellite data assimilation for air quality forecast. *Simulation Modelling Practice and Theory* 16, 1541-1545.

Bona R., Sordelli D., 1993. Il controllo delle emissioni atmosferiche di impianti industriali. Misure e abbattimento, Franco Angeli, Milano.

Bonafè G., Minguzzi E., Stortini M., Deserti M., 2011a. Il sistema modellistico NINFA+PESCO per la valutazione e la previsione della qualità dell'aria in Emilia-Romagna.

Bonafè G., Stortini M., Minguzzi E., Deserti M., 2011b. Postprocessing of a CTM with observed data: downscaling, unbiasing and estimation of the subgrid scale pollution variability. 14th Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes – Kos 2-6 Ottobre 2011.

Bonafè G., 2006. Meteorologia dello strato limite atmosferico.

Bonanni P., Cacace C., Giovagnoli A., Gaddi R., 2006a. Gli effetti dell'inquinamento atmosferico sui beni di interesse storico-artistico esposti all'aperto. P.p. 837-849. In ISPRA, 2006. Rapporto sulla Qualità dell'Ambiente Urbano. ISBN 88-448-0218-X.

Bonanni P., Daffinà R., Gaddi R., Silli V., Cirillo M., Cacace C., Giovagnoli A., 2006b. I risultati dello studio sperimentale APAT-ICR per la valutazione del danno dei beni storico-artistici esposti all'aperto. P.p. 63-74.

Bonasoni P., Petritoli A., 2004. I progetti di telerilevamento per la qualità dell'aria Polpo e Temis.

Bonazza A., 2011. Inquinamento atmosferico e conservazione del patrimonio costruito. Seminario Inquinamento atmosferico e conservazione del patrimonio costruito Lecce 26 gennaio 2011.

Borrego C., Tchepel O., Barros N., Miranda A.I., 2000. Impact of road traffic on air quality of the Lisbon region. *Atmospheric Environment* 34, 4683 – 4690.

Briganti G., Falchi A., Barsanti P., Marri P., 2007. Applicazione di modelli di dispersione di inquinanti in atmosfera in condizioni di calma di vento e vento debole.

Briggs G.A., 1985. Analytical parametrizations of diffusion: the convective boundary layer, *Journal of climate and applied meteorology*, 24, 1167-1186.

Brimblecombe P., Grossi C.M., Harris I., 2006. Climate change critical to cultural heritage. *Heritage, Weathering and Conservation*. ISBN 0-415-41272-2.

Bruni R., 2004. Appunti dalle lezioni di ricerca operativa.

Brooke D., Stiff S., Webb, A., 2007. A Comparison of Results from ADMS and AERMOD with Measured Data, 11th Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Cambridge, United Kingdom, 2007.

Builtjes P., 2006. First recommendations for best methods and techniques for conducting air quality assessment at regional/continental scale. Air4EU Project.

Builtjes P., 2005. Review of Methods for Assessing Air Quality at the Regional/Continental Scale. Air4EU Project.

Bultrini M., Colaiezzi M., Faticanti M., Pantaleoni M., Taurino E., Serafini C., Leonardi A., Cirillo M.C., 2007. Gli inventari locali: le emissioni nelle ventiquattro principali città italiane. Seminario il piano di risanamento della qualità dell'aria e il ruolo degli inventari: impieghi e prospettive, Perugia 19 aprile 2007.

-
- Bukowiecki N., Dommen J., Prévot A.S.H., Richter R., Weingartner E., Baltensperger U., 2002. A mobile pollutant measurement laboratory-measuring gas phase and aerosol ambient concentrations with high spatial and temporal resolution. *Atmospheric Environment* 36, 5569-5579.
- Cagnetti P., Ferrara V., 1982. Two possible simplified diffusion models for very low wind speed, *Rivista di meteorologia aereonautica*, 4.
- California Air Resources Board, 1990. Mathematical modeling and control of the dry deposition flux of nitrogen-containing air pollutants.
- Calori G., Finzi G., Tonezzer C., 1994. A decision support system for air quality network design. *Environmental Monitoring and Assessment* 33, 101-114.
- Caricchia A.M., 2007. Verso la razionalizzazione delle reti di monitoraggio della qualità dell'aria in Italia e verso un flusso unico di informazioni sulla qualità dell'aria. Roma 4 giugno 2007.
- Carnevale C., Finzi G., Guariso G., Pisoni E., Volta M., 2012. Surrogate models to compute optimal air quality planning policies at a regional scale. *Environmental Modelling & Software* 34, 44-50.
- Carnevale C., Finzi G., Pisoni E., Volta M., 2009. Neuro-fuzzy and neural network system for air quality control. *Atmospheric Environment* 43, 4811-4821.
- Carruthers, D., 2010. Comparison of Air Dispersion Models Including ADMS, AERMOD and CALPUFF. ADMS User Group Meeting Vilnius 19 January 2010.
- Carruthers D., Edmunds H., Lester A., McHugh C., Oates, W., 1999. Determination of Compliance with UK and EU Air Quality Objectives from High Resolution Pollutant Concentration Map Calculated Using ADMS-Urban, Cambridge, UK.
- Caseltan W.F., Zidek J.V., 1984. Optimal monitoring network design. *Statistics & Probability Letters* 2, 223-227.
- Castelli S.T., 2011. L'influenza degli schemi di chiusura della turbolenza nei modelli meteorologici e di dispersione – Applicazioni con il sistema modellistico RMS.
- Cavaggion A., 2005. Studio dell'inquinamento da traffico veicolare nell'area urbana di Ravenna tramite l'applicazione del modello ADMS-URBAN. Tesi di laurea in Scienze per l'ambiente e il territorio.
- CERC, 2011. ADMS-URBAN – User guide.
- CERC, 2008a. EMIT – User guide.
- CERC, 2008b. ADMS-Urban & ADMS-Roads ArcGIS Link – User guide.
- CERC, 2003. Comparison of ADMS-Urban, NETCEN and ERG Air Quality Predictions For London.
- Cesi, 2005. Disaggregazione a livello comunale dell'inventario nazionale APAT delle emissioni provinciali per l'anno 2000.
- Cesi, 2000. Esperienze in merito all'analisi di deposizioni acide sul territorio nazionale: deposizione secca e totale.
- Chang H., Fu A.Q., Le N.D., Zidek J.V., 2007. Designing environmental monitoring networks to measure extremes. *Environmental and Ecological Statistics* 14, 301-321.
- Chang J.C., Hanna S.R., 2004. Air Quality Model Performance Evaluation. *Meteorological Atmospheric Physics* 87, 167-196.
- Chang N.B., Tseng C.C., 1999. Optimal design of a multi-pollutant air quality monitoring network in a metropolitan region using Kaohsiung, Taiwan as an example. *Environmental Monitoring and Assessment* 57, 121-148.
- Chen C.H., Liu W.L., Chen C.H., 2006. Development of a multiple objective planning theory and system for sustainable air quality monitoring networks. *Science of the Total Environment* 354, 1-19.
- Chow J.C., Engelbrecht J.P., Watson J.G., Wilson W.E., Frank N.H., Zhu T., 2002a. Designing monitoring networks to represent outdoor human exposure. *Chemosphere* 49, 961-978.

Chow J.C., Engelbrecht J.P., Freeman N.C.G., Hashim J.H., Jantunen M., Michaud J.P., de Tejada S.S., Watson J.G., Wei F., Wilson W.E., Yasuno M., Zhu T., 2002b. Chapter one: exposure measurements. *Chemosphere* 49, 873–901.

Cirillo M., Angelino E., Brusasca G., Desiato F., Finzi G., Mamolini G., Marani A., Tamponi M., Tirabassi T., Zanini G., 1996. I modelli per la progettazione e la valutazione delle reti, le reti per la validazione dei modelli. Convegno Il monitoraggio dell'inquinamento atmosferico, Modena 13-14/11/1996.

Cirillo M., Desiato F., 1998. Setting up a regulatory frame for atmospheric dispersion modelling in Italy: needs, actors and ongoing activities. *International Journal of Environment and Pollution* 14, 453-460.

Cirillo M.C., Poli A.A., 1992. An intercomparison of semiempirical diffusion models under low wind speed, stable conditions. *Atmospheric Environment* 26A, 765-774.

Corti S., 2012. Cluster analysis applicata a previsioni probabilistiche (medio termine mensili stagionali e oltre...). Seminari "Cluster analisi applicata a previsioni probabilistiche" Bologna 16 marzo 2012.

Corti S., Senatore S., 2000. Project of an Air Quality Monitoring Network for Industrial Site in Italy. *Environmental Monitoring and Assessment* 65, 109–117.

Costanzo G.D., Sarno E., 2000. La metrica autoregressiva per la valutazione e ottimizzazione di sistemi di monitoraggio ambientale. *Quaderni di Statistica* 2, 2005-219.

Cressie N.A.C. 1993. *Statistics for spatial data*. New York: John Wiley & Sons.

Cuvelier C., Thunis P., Vautard R., and the City-Delta staff. 2007. CityDelta: A model intercomparison study to explore the impact of emission reductions in European cities in 2010. *Atmospheric Environment*, Vol. 41, Issue 1: 189-207.

D'Angiola A., Dawidowski L.E., Gomez D.R., Osses M., 2010. On-road traffic emissions in a megacity. *Atmospheric Environment* 44, 483-493.

D'Isidoro M., Briganti G., Cappelletti A., Mircea M., 2013. Inquinanti gassosi e particolato: confronto simulazioni/osservazioni per diverse configurazioni del sistema modellistico AMS-MINNI. Workshop MINNI, Roma, 17-18 aprile 2013.

Dalan F., Valutazione di indicatori di rischio per i beni architettonici. Convegno "Effetti dell'inquinamento atmosferico sui beni di interesse storico-artistico: le esperienze" Roma 28 giugno 2006.

Darby W.P., Ossenbruggen P.J., Members A., Gregory C.J., 1974. Optimization of urban air monitoring networks. *Journal of the environmental engineering division* 5, 577-591.

Daresta B.E., De Gennaro G., Demarinis A.L., Cencinato A., 2009. Il particolato atmosferico, inquinanti vecchi e nuovi.

Davies F., Middleton D. R., Bozier K. E., 2007. Urban air pollution modelling and measurements of boundary layer height. *Atmospheric Environment* 41, 4040-4049.

De Eicker M.O., Zah R., Trivino R., Hurni H., 2008. Spatial accuracy of a simplified disaggregation method for traffic emissions in seven mid-sized Chilean cities. *Atmospheric Environment* 42, 1491-1502.

De Munari E., 2004. Linee guida per la predisposizione delle reti di monitoraggio della qualità in Italia.

De Kluizenaar Y., Aherne J., Farrell E.P., 2001. Modelling the spatial distribution of SO₂ and NO_x emissions in Ireland. *Environmental Pollution* 112, 171 – 182.

Decreto Legislativo 13 agosto 2010, n.155, Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa, pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 216 del 15 settembre 2010.

Del Giudice D., Andretta M., 2008. Applicazione di modelli matematici di dispersione degli inquinanti in atmosfera per la progettazione di reti di monitoraggio della qualità dell'aria.

Demerjian K.L., 2000. A review of national monitoring networks in North America, 34, 1861-1884.

Denby B., Larssen S., Builtjes P., Keuken M., Sokhi R., Moussiopoulos N., Douros J., Borrego C., Costa A.M., Pregarer T., 2007. Recommendations on spatial assessment of air quality resulting from the FP6 EU

project Air4EU. Proceedings of the 11th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Modelling for Regulatory Purposes. Cambridge 2-5 giugno 2007.

Denti A.B., 2009. Valutazione dell'impatto della qualità dell'aria della media Valtellina.

Denti A.B., Chiesa M., Gagliotti G., Seminati P., Lapi M., Magnani T., Belis C., De Stefani G., 2008. Analisi di rischio per la valutazione dell'impatto della qualità dell'aria della media Valtellina.

Deserti M., Bande S., Angelino E., Pession G., Dalan F., Minguzzi E., Stortini M., Bonafè G., De Maria R., Fossati G., Peroni E., Costa M., Liguori F., Pillon S., 2007. Rapporto tecnico sull'applicazione di modellistica al bacino padano adriatico. Seminario di presentazione dei risultati finali delle attività dell'osservatorio dei modelli e applicazione su area padana, Aosta 27 marzo 2007.

Deserti M., Minguzzi E., Stortini M., Bonafè G., 2005. L'importanza della modellistica per la qualità dell'aria. Rivista ARPA, 4, 22-23.

Deserti M., Lollobrigida F., Angelino E., 2004. I modelli per la valutazione e gestione della qualità dell'aria: normativa, strumenti, applicazioni.

Di Nicolantonio W., Cacciari A., Petritoli A., Carnevale C., Pisoni E., Volta M.L., Stocchi P., Curci G., Bolzacchini E., Ferrero L., Ananasso C., Tomasi C., 2009. MODIS and OMI satellite observations supporting air quality monitoring. Radiation Protection Dosimetry, 1-8.

Douglas G.S., Egan B.A., 1979. Design of monitor networks to meet multiple criteria. Journal of the Air Pollution Control Association 29, 710-714.

Douros J., Fragkou L., 2006. First recommendations for best methods and techniques for conducting air quality assessment at urban/agglomerate scales. Air4EU Project.

Douros J., 2005. Review of Methods for Assessing Air Quality at the Urban/agglomeration Scales. Air4EU Project.

Elbir T., 2004. A GIS based decision support system for estimation, visualization and analysis of air pollution for large Turkish cities. Atmospheric Environment 38, 4509-4517.

Elbir T., 2003. Comparison of model prediction with the data of an urban air quality monitoring network in Izmir, Turkey. Atmospheric Environment 37, 2149-2157.

Eldering A., Cass G.R., Moon K.C., 1994. An air monitoring network using continuous particle size distribution monitors: connecting pollutant properties to visibility via mie scattering calculations. Atmospheric Environment 28, 2733-2749.

Elkamel A., Fatehifar E., Taheri M., Al-Rashidi M.S., Lohi A., 2008. A heuristic optimization approach for Air Quality Monitoring Network design with the simultaneous consideration of multiple pollutants. Journal of Environmental Management 88, 507-516.

Ellis K., McHugh C., Carruthers D., Stidworthy A., 2001. Comparison of ADMS-Roads, CALINE4 and UK DMRB Model Predictions for Roads. 7th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Belgrave 28-31 maggio 2001.

ENEA, 2013. Strumenti e modelli di supporto alle decisioni e alle politiche a livello regionale e nazionale: come valutare le interazioni tra sistema economico, energie e ambiente?. ISBN 978-88-8286-293-0.

ENEA, 2003. Artemisia 2 - Uno strumento per valutare gli effetti ambientali e sanitari degli inquinanti aeriformi emessi da insediamenti produttivi e per indirizzare la scelta di nuovi siti, anche ai fini dell'applicazione della direttiva 96/61 CE sulla prevenzione e riduzione integrata dell'inquinamento (IPPC). ISBN 88-8286-047-7.

Engel-Cox J.A., Holloman C.H., Coutant B.W., Hoff R.M., 2004. Qualitative and quantitative evaluation of MODIS satellite sensor data for regional and urban scale air quality. Atmospheric Environment 38, 2495-2509.

European Commission, 2005. Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU. INDEX project.

European Environment Agency, 2012. Air quality in Europe — 2012 report.

European Environment Agency, 2011. The application of models under the European Union's Air Quality Directive: A technical reference guide.

European Environment Agency, 2007. CLC2006 technical guidelines.

European Environment Agency, 1999. Criteria for EUROAIRNET. The EEA Air Quality Monitoring and Information Network.

European Environment Agency, 1998. Guidance report on preliminary assessment under EC air quality directives.

Eyth A., Hanisak K., 2003. The MIMS spatial allocator: a tool for generating emission surrogates without a geographic information system. 12th International Emission Inventory Conference - "Emission Inventories - Applying New Technologies", San Diego 29 aprile-1 maggio 2003.

Farina F., Righi S., Andretta M., Marinello S., Luciali P., 2012. Utilizzo di variabili proxy per la disaggregazione delle emissioni atmosferiche a livello locale e stima delle relative pressioni ambientali.

Fernando H.J.S., Mammarella M.C., Grandoni G., Fedele P., Di Marco R., Dimitrova R., Hyde P., 2012. Forecasting PM10 in metropolitan areas: Efficacy of neural networks. *Environmental pollution* 163, 62-67.

Ferradas E.G., Minarro M.D., Terres I.M.M., Martinez F.M.M., 2010. An approach for determining air pollution monitoring sites. *Atmospheric Environment* 44, 2640-2645.

Finzi G., Pirovano G., Volta M., 2001. Gestione della qualità dell'aria, McGraw-Hill.

Finzi G., Brusasca G., 1991. La qualità dell'aria. Modelli previsionali e gestionali. Masson Editore.

Finzi G., Zani L., Zecchini M., 1991. A decision support system for the design of air quality monitoring networks. *Environmental Software* 6, 55-60.

Flanet, 2008. Analisi di rischio per la valutazione dell'impatto della qualità dell'aria della media Valtellina.

Forastiere F., 2002. Gli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla salute.

Garbero V., Lazovic N., Berrone S., Salizzoni P., Soulhac L., 2010. Valutazione del rischio sanitario dovuto all'esposizione della popolazione all'inquinamento atmosferico in area urbana

GeoLab, 2010. Inquinamento dell'aria, dell'acqua e del suolo.

Georgoulas A.K., Kioutsioukis I., Symeonidis P., Kourtidis K., 2008. AMFIC web data base - a satellite system for the monitoring and forecasting of atmospheric pollution. *Journal of Engineering Science and Technology Review* 1, 58- 61.

Goyal P., Singh M. P., Bandopadhyay T. K., Rama Krishna T. V. B. P. S., 1995. Comparative study of line source models for estimating lead levels due to vehicular traffic in Delhi. *Environmental Software* 10, 288-299.

Grossi C.M., Brimblecombe P., Bonazza A., Sabbioni C., Zamagni J., 2006. Sulfate and carbon compounds in black crusts from the Cathedral of Milan and Tower of London. *Heritage, Weathering and Conservation*. ISBN 0-415-41272-2.

Guariso G., Pirovano G., Volta M. 2004. Multi-objective analysis of ground level ozone concentration control. *Journal of Environmental Management*, 71: 25-33.

Gupta P., Christopher S.A., Wang J., Gehric R., Lee Y., Kumar N., 2006. Satellite remote sensing of particulate matter and air quality assessment over global cities. *Atmospheric Environment* 30, 5880-5892.

Habeebullah T.M., Dorlin S., 2012. Using of ADMS-Urban Model to Study the Air Quality Problems in Norwich. *International Journal of Environmental Sciences* 1, 118-125.

Hall D.J., Spanton A.M., Dunkerley F., Bennett M., Griffiths R.F., 2000. In An Inter-comparison of the AERMOD, ADMS and ISC Dispersion Models for Regulatory Applications, R&D Technical Report P362, Environment Agency, Rio House, Bristol.

Hamburg F.C., 1971. Some basic considerations in the design of an air pollution monitoring system. *Jurnal of air Pollution Control Association* 21, 609-613.

Handscombe C.M., Elsom D.M., 1982. Rationalization of the national survey of air pollution monitoring network of the United Kingdom using spatial correlation analysis: a case-study of the greater London area. *Atmospheric Environment* 16, 1061-1070.

Hanna S.R., Egan B. A., Purdum J. and Wagler J., 2001. Evaluation of the ADMS, AERMOD, and ISC3 Dispersion Models with the OPTEx, Duke Forest, Kincaid, Indianapolis and Lovett field datasets. *International Journal of Environment Pollution* 16, 301–314.

Hass H., Builtjes P. J. H., Simpson D., Stern R., 1997. Comparison of model results obtained with several European regional air quality models. *Atmospheric Environment* 31, 3259-3279.

Holmes N.S., Morawska L., 2006. A review of dispersion modeling and its application to the dispersion of particles: An overview of different dispersion models available. *Atmospheric Environment* 40, 5902-5928.

Hutchison K.D., 2003. Applications of MODIS satellite data and products for monitoring air quality in the state of Texas. *Atmospheric Environment* 37, 2403-2412. *Atmospheric Environment* 38, 5057-5070.

Hutchison K.D., Smith S., Faruqui S., 2004. The use of MODIS data and aerosol products for air quality prediction.

Husain T., Khan H.U., 1983a. Shannon's entropy concept in optimum air monitoring network design. *The Science of the Total Environment* 30, 181—190.

Husain T., Khan H.U., 1983b. Air monitoring network design using Fisher's information measures-a case study. *Atmospheric Environment* 17, 2591-2598.

Hwang J.S., Chan C.C., 1997. Redundant Measurements of Urban Air Monitoring Networks in Air Quality Reporting. *Journal of the Air & Waste Management Association* 47, 614-619.

ICP, 2004. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends.

Ibarra-Berastegi G., Saenz J., Ezcurra A., Ganzedo U., Diaz de Argandoña J., Errasti I., Fernandez-Ferrero A., Polanco-Martinez J., 2009. Assessing spatial variability of SO₂ field as detected by an air quality network using self-organizing maps, cluster, and principal component analysis. *Atmospheric Environment* 43, 3829-3836.

Ignaccolo R., Ghigoand S., Giovenali E., 2008. Analysis of air quality monitoring networks by functional clustering. *Environmetrics* 19, 672–686.

IPCS Exposure Assessment Planning Workgroup, 2001. Glossary of exposure assessment-related terms: compilation.

ISPRA, 2012a. Qualità dell'ambiente urbano – VIII rapporto. ISBN 978-88-448-0561-6.

ISPRA, 2012b. Annuario dei dati ambientali 2011.

ISPRA, 2011a. Inventario nazionale delle emissioni e disaggregazione provinciale. Expert Panel Emissioni da Trasporto Milano 20-21 giugno 2011.

ISPRA, 2011b. Valutazione degli effetti dell'inquinamento atmosferico sui beni culturali architettonici di Roma. ISBN 978-88-448-0516-6.

ISPRA, 2011c. Qualità dell'ambiente urbano – VII rapporto ISPRA. Focus su La qualità dell'aria. ISBN 978-88-448-0491-6.

ISPRA, 2011d. Guida tecnica per i gestori dei Sistemi di Monitoraggio in continuo delle Emissioni in atmosfera (SME). ISBN 978-88-448-0505-0.

ISPRA, 2010. Inquinamento indoor: aspetti generali e casi studio in Italia. ISBN 978-88-448-0451-0.

ISPRA, 2009. Qualità dell'ambiente urbano – VI rapporto ISPRA. ISBN 978-88-448-0432-9.

ISPRA, 2008. Calcolo del rischio territoriale e del rischio individuale per I beni di interesse storico-artistico a Torino. ISBN 978-88-448-0357-5.

Jantunen M., fernandes O., Carrer P., 2011. Promoting actions for healthy indoor air (IAIAQ). ISBN 978-92-79-20419-7.

Jones A.Y.M., Lam P.K.W., 2006. End-expiratory carbon monoxide levels in healthy subjects living in a densely populated urban environment. *Science of the Total Environment* 354, 150 – 156.

Kainuma Y., Shiozawa K., Okamoto S., 1990. Study of the optimal allocation of ambient air monitoring stations. *Atmospheric Environment* 24B, 395-406.

Kanaroglou P.S., Jerrett M., Morrison J., Beckerman B., Arain M.A., Gilbert N.L., Brook J.R., 2005. Establishing an air pollution monitoring network for intra-urban population exposure assessment: A location-allocation approach. *Atmospheric Environment* 39, 2399–2409.

Kao J.J., Hsieh M.R., 2006. Utilizing multiobjective analysis to determine an air quality monitoring network in an industrial district. *Atmospheric Environment* 40, 1092–1103.

Karppinen A., Kukkonen J., Elolahde T., Konttinen M., Koskentalo T., 2000. A modeling system for predicting urban air pollution: comparison of model predictions with the data of an urban measurement network in Helsinki. *Atmospheric Environment* 34, 3735-3743.

Katulski R.J., Namiesnik J., Stefanski J., Sadowski J., Wardencki W., Szymanska K., 2009. Mobile monitoring system for gaseous air pollution. *Metrology and measurement systems* 4, 677-682.

Kousa A., Kukkonen J., Karppinen A., Aarnio P., Toskentalo T., 2001. Statistical and diagnostic evaluation for a new-generation urban dispersion modeling system against an extensive dataset in the Helsinki area. *Atmospheric Environment* 35, 4617-4628.

Kretzschmar J.G., Cosemans G., 1980. Random sampling against continuous monitoring for air quality monitoring networks. *Atmospheric Pollution* 8, 213-218. *Atmospheric Environment* 42, 5933-5937.

KTL, 2004. Health Effects. EnVIE project.

KTL, 2004. Indoor Air Pollution Exposure. EnVIE project.

Kucera V., 2005. Model for multi-pollutant impact and assessment of threshold levels for cultural heritage. Project EU 5FP RTD.

Kukkonen J., Partanen L., Karppinen A., Ruuskanen J., Junninen H., Kolehmainen M., Niska H., Dorling S., Chatterton T., Foxall R., Cawley G., 2003. Extensive evaluation of neural network models for the prediction of NO₂ and PM₁₀ concentrations, compared with a deterministic modeling system and measurements in central Helsinki. *Atmospheric Environment* 37, 4539-4550.

Kumar N., 2009a. An optimal spatial sampling design for intra-urban population exposure assessment. *Atmospheric Environment* 43, 1153-1155.

Kumar N., Nixon V., Sinha K., Jiang X., Ziegenhorn S., Peters T., 2009b. An optimal spatial configuration of sample sites for air pollution monitoring. *Journal of the Air & Waste Management Association* 59, 1308-1316.

Langstaff J., Seigneur C., Liu M.M., Behar J., McElroy J.L., 1987. Design of an optimum air monitoring network for exposure assessments. *Atmospheric Environment* 21, 1393-1410.

Larsen R.I., 1971. A mathematical model for relating air quality measurements to air quality standards.

Lee T.D., Graves R.J., McGinnis L.F., 1978. A procedure for air monitoring instrumentation location. *Management Science* 24, 1451-1461.

Leksmono N. S., Longhurst J. W. S., Ling K. A., Chatterton T. J., Fisher B. E. A., Irwin J. G., 2006. Assessment of the relationship between industrial and traffic sources contributing to air quality objective exceedences: a theoretical modelling exercise. *Atmospheric Environment* 21, 494-500.

Liburdi R., Contaldi M., 2008. Una metodologia alternativa per la disaggregazione a livello provinciale delle emissioni nazionali dei veicoli commerciali leggeri e pesanti su ciclo di guida urbano ed extraurbano.

Liburdi R., De Lauretis R., Corrado C., Di Cristofaro E., Gonella B., Romano D., Napolitani G., Fossati G., Angelino E., Peroni E., 2004. La disaggregazione a livello provinciale dell'inventario nazionale delle emissioni.

Lightowlers C., Nelson T., Setton E., Keller C.P., 2008. Determining the spatial scale for analyzing mobile measurements of air pollution.

Lindley S.J., Conlan D.E., Raper D.W., Watson A.F.R., 2000. Uncertainties in the compilation of spatially resolved emission inventories – evidence from a comparative study. *Atmospheric Environment* 34, 375 – 388.

Lipfert F.W., 1989. Dry deposition velocity as an indicator for SO₂ damage to materials. *Journal of the Air Pollution Control Association* 39, 446-452.

Liu. M.K., Avrin J., Pollack R.I., Behar J.V., McElroy J.L., 1984. Methodology for designing air quality monitoring networks: I. theoretical aspects. *Environmental Monitoring and Assessment* 6, 1-11.

Liu. M.K., Avrin J., 1981. Methodology for designing an optimum air quality monitoring network.

Loibl W., Ortjofer R., 2001. From national emission totals to regional ambient air quality information for Austria. *Advances in Environmental Research* 5, 395-404.

Loughlin D.H., Ranjithan S.R., Baugh J.W., Brill D.E., 2000. Application of Genetic Algorithms for the Design of Ozone Control Strategies. *Journal of the Air & Waste Management Association* 50, 1050-1063.

Louks B., 2007. The National Ambient Air Monitoring Strategy and Network Design. Westar Spring 2007 Business Meeting, 4 Aprile 2007.

Lozano A., Usero J., Vanderlinden E., Reaz J., Contreras J., Navarrete B., El Bakouri H., 2010. Optimization of the design of air quality monitoring networks and its application to NO₂ and O₃ in Jaen, Spain. *Microchemical Journal* 96, 406-411.

Lozano A., Usero J., Vanderlinden E., Reaz J., Contreras J., Navarrete B., 2009a. Air quality monitoring network design to control nitrogen dioxide and ozone, applied in Malaga, Spain. *Microchemical Journal* 93, 164-172.

Lozano A., Usero J., Vanderlinden E., Reaz J., Contreras J., Navarrete B., 2009b. Design of air quality monitoring network and its application to NO₂ and O₃ in Cordova, Spain. *Microchemical Journal* 93, 211-219.

Lucialli P., Pollini E., 2013. Qualità dell'aria a Ravenna – trend e fonti di emissione.

Lucialli P., Pollini E., 2012. Area urbana di Ravenna – sorgenti emissive e qualità dell'aria.

Lucialli P., Ugolini P., Pollini E., 2007. Harbour of Ravenna: the contribution of harbour traffic to air quality. *Atmospheric Environment* 41, 6421-6431.

Lucon O.D.S., dos Santos E.M., 2005. The HORUS model—inventory of atmospheric pollutant emissions from industrial combustion in Sao Paulo, Brazil. *Environmental Impact Assessment Review* 25, 197-214.

Maciejczyk P.B., Offenbergh J.H., Clemente J., Blaustein M., Thurston G.D., Chen L.C., 2004. Ambient pollutant concentrations measured by a mobile laboratory in South Bronx, NY. *Atmospheric Environment* 38, 5283-5294.

Maes J., Vliegen J., Van de Vel K., Janssen S., Deutsch F., De Ridder K., Mensink C., 2009. Spatial surrogates for the disaggregation of CORINAIR emission inventories. *Atmospheric Environment* 43, 1246-1254.

Magnoni M., 2005. La deposizione umida e secca: aspetti sperimentali e teorici.

Marinello S., Andretta M., Righi S., Lucialli P., Pollini E., 2014. Development of a new methodology for the design of air quality monitoring campaigns with mobile laboratories – part I. [under revision]

Marinello S., Andretta M., Righi S., Lucialli P., Pollini E., 2012. Spatial surrogates for the disaggregation of emission inventories inside the urban area. *Urban Environmental Pollution* 2012, Amsterdam 17-20 giugno 2012.

Marinello S., Righi S., Andretta M., Lucialli P., Pollini E., 2011. Studio di una metodologia per l'individuazione spazio/temporale del monitoraggio di fonti emissive. *INDUSTRIAL ECOLOGY. I principi, le applicazioni a supporto della Green Economy*, RIMINI, Maggioli Editore, 2011, pp. 1308-1313.

Marinello S., Righi S., Luciali P., Pollini E., 2010. CALPUFF e ADMS-URBAN: due modelli a confronto per la trattazione di sorgenti puntuali. *Ambiente - Economia. Nel cuore delle azioni*, RIMINI, Maggioli Editore, 2010, pp. 953 – 958.

Martin R.V., 2008. Satellite remote sensing of surface air quality. *Atmospheric Environment* 42, 7823-7843.

Marzulli V., 2009. Quale dose? Riflessione sulla definizione e applicabilità della dose efficace.

Mazzeo N.A., Venegas L.E., 2010. Development and application of a methodology for designing a multi-objective and multi-pollutant air quality monitoring network for urban areas.

Mesinger F. & Arakawa A. 1976. Numerical methods used in atmospheric models. WMO, GARP publication series. 17.

Mikkelsen T., Larsen S. E., Pécseli H. L., 1987. Diffusion of Gaussian puffs. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 113, 81–105.

Minguzzi E., Ballista G., Bonafé G., Cacciari A., Deserti M., Di Nicolantonio W., Sortini M., Tiesi A., 2011. Multi annual comparison between satellite-based observations and CTM estimates of surface aerosol concentrations in northern Italy.

Mircea M., 2008. Modelling physical and chemical properties of aerosol: a challenge for air quality and climate change research.

Ministro dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, 2004. Indirizzi per la predisposizione delle reti di monitoraggio della qualità dell'aria in Italia.

Ministero della Salute, 2012. Relazione sullo stato sanitario del Paese 2009-2010.

Modak P.M., Lohani B.N., 1985a. Optimization of ambient air quality monitoring networks – part I. *Environmental Monitoring and Assessment* 5, 1-19.

Modak P.M., Lohani B.N., 1985b. Optimization of ambient air quality monitoring networks – part II. *Environmental Monitoring and Assessment* 5, 21-38.

Modak P.M., Lohani B.N., 1985c. Optimization of ambient air quality monitoring networks – part III. *Environmental Monitoring and Assessment* 5, 39-53.

Mohan M., Bhati S., Sreenivas A., Marrapu P., 2011. Performance Evaluation of AERMOD and ADMS-Urban for Total Suspended Particulate Matter Concentrations in Megacity Delhi. *Aerosol and Air Quality Research*, 11, 883–894.

Mofarrah A., Husain T., 2010. A holistic approach for optimal design of air quality monitoring network expansion in an urban area. *Atmospheric Environment* 44, 432-440.

Monforti F., Pederzoli A., 2005. THOSCAN: a tool to detail CORINAIR emission inventories. *Environmental Modelling & Software* 20, 505-508.

Munshi U., Patil R.S., 1982. A method for selection of air quality monitoring sites for multiple sources. *Atmospheric Environment* 16, 1915-1918.

Nakamori Y., Ikeda S., Sawaragi Y., 1984. Interactive design of urban level air quality monitoring network. *Atmospheric Environment* 18, 793-799.

Nakamori Y., Ikeda S., Sawaragi Y., 1979. Design of air pollutant monitoring system by spatial sample stratification. *Atmospheric Environment* 13, 97-103.

Negri A., Sozzi R., 1988. Optimization criteria in network configuration for air quality monitoring: analysis of available facilities and possible development lines. *Environmental Software* 3, 174-179.

Noll K.E., Mitsutomi S., 1983. Design methodology for optimum dosage air monitoring site selection. *Atmospheric Environment* 17, 2583-2590.

Noll K.E., Miller T.L., Norco J.E., Raufer R.K., 1977. An objective air monitoring site selection methodology for large point sources. *Atmospheric Environment* 11, 1051-1059.

Oettl D., Kukkonen J., Almbauer R. A., Sturm P. J., Pohjola M., Harkonen J., 2001. Evaluation of a Gaussian and a Lagrangian model against a roadside data set, with emphasis on low wind speed conditions. *Atmospheric Environment* 35, 2123-2132.

Office of Air Quality Planning and Standards, 2005. National Ambient Air Monitoring Strategy.

Oke T.R., 2004. Siting and exposure of meteorological instruments at urban sites. 27th NATO/CCMS International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application, Banff, 25-29 October, 2004. Pages 1-14.

Ossés de Eicker M., Zah R., Triviño R., Hurni H., 2008. Spatial accuracy of a simplified disaggregation method for traffic emissions applied in seven mid-sized Chilean cities. *Atmospheric Environment* 42, 1491 – 1592.

Ott D.K., Kumar N., Peters T.M., 2008. Passive sampling to capture spatial variability in PM_{2.5}. *Atmospheric Environment* 42, 746-756.

Ott W.R., Thom G.C., 1976. A critical review of air pollution index systems in the United States and Canada. *Journal of the Air Pollution Control Association* 26, 460-470.

Parlamento europeo e Consiglio Ue, 2008. Direttiva 21 maggio 2008, n. 2008/50/CE Qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa, pubblicato in *Guue* 11 giugno 2008 n. L 152.

Percy K.E., Ferretti M., 2004. Air pollution and forest health: toward new monitoring concepts. *Environmental Pollution* 130, 113-126. Perkauskas D., Mikeliniskiene A., 1998. Evaluation of SO₂ and NO₂ concentration levels in Vilnius (Lithuania) using passive diffusion samplers. *Environmental Pollution* 102, 249-252.

Perkauskas D., Mikeliniskiene A., 1998. Evaluation of SO₂ and NO₂ concentration levels in Vilnius (Lithuania) using passive diffusion samplers. *Environmental Pollution* 102, 249-252.

Pertot C., Pirovano G., Riva G.M., 2005. Inventari delle emissioni in atmosfera nelle aree urbane.

Pickett E.E., Whiting R.G., 1980. The design of air quality monitoring networks using an information content measure. *Atmospheric Pollution* 8, 347-354.

Pires J.C.M., Pereira M.C., Alvim-Ferraz M.C.M., Martins F.G., 2009. Identification of redundant air quality measurements through the use of principal component analysis. *Atmospheric Environment* 43, 3837-3842.

Pisoni E., Carnevale C., Volta M. 2009. Multi-criteria analysis for PM₁₀ planning. *Atmospheric Environment*, 43: 4833-4842.

Pisoni E., Carnevale C., Volta M. 2009. Multi-criteria analysis for PM₁₀ planning. *Atmospheric Environment*, 43: 4833-4842. Pisoni E., Carnevale C., Volta M. 2010. Sensitivity to spatial resolution of modelling systems designing air quality control policies. *Environmental Modelling & Software*, 25: 66-73.

Poluzzi V., 2009. Il monitoraggio, la modellistica e lo studio dell'atmosfera in Arpa Emilia-Romagna.

Posch M., Slootweg J., Hettelingh J.P., 2011. *Modelling Critical Thresholds and Temporal Changes of Geochemistry and Vegetation Diversity*. ISBN 978-90-6960-254-7

Predicatori F., 2011. L'inventario delle emissioni INEMAR.

Provincia di Ravenna, 2006. Piano Provinciale di Tutela e Risanamento della Qualità dell'Aria.

Pryor S.C., Klemm O., 2004. Experimentally derived estimates of nitric acid dry deposition velocity and viscous sub-layer resistance at a conifer forest. *Atmospheric Environment* 38, 2769-2777.

Radice P., Calori G., Mauri L., Nanni A., Smith P., 2011. Disaggregazione comunale dell'inventario ISPRA 2005: esperienze e prime applicazioni. 4a Riunione esperti inventari locali delle emissioni in atmosfera, Roma 15 febbraio 2011

Raspa G., 1995. Dispense di geostatistica applicata.

Regione Emilia-Romagna, 2013. Aggiornamento al 2010 della base dati dell'inventario delle emissioni in atmosfera dell'Emilia-Romagna.

-
- Regione Emilia-Romagna, 2012. La qualità dell'aria in Emilia-Romagna. Edizione 2012.
- Regione Emilia-Romagna, 2011a. La qualità dell'aria in Emilia-Romagna. Edizione 2011.
- Regione Emilia-Romagna, 2011b. Progetto NINFA-Extended Northern Italy Network to Forecast Aerosol and photochemical pollution – Extended Sistema integrato a supporto della valutazione e gestione della qualità dell'aria in Regione Emilia-Romagna.
- Regione Emilia-Romagna, 2011c. I risultati del progetto Monitor Gli effetti degli inceneritori sull'ambiente e la salute in Emilia-Romagna. Progetto Monitor.
- Regione Emilia-Romagna, 2011d. Valutazione dell'esposizione umana e implementazione sistema informativo integrato. Progetto Monitor.
- Regione Emilia-Romagna, 2009. Il Sistema cartografico regionale Moka-Gis.
- Regione Emilia-Romagna, 2007a. NINFA-Extended - Inventario delle emissioni in atmosfera.
- Regione Emilia-Romagna, 2007b. Individuazione degli obiettivi minimi di riduzione delle emissioni regionali per il rispetto dei limiti di qualità dell'aria per gli inquinanti ozono, biossido di azoto, PM10 nella regione Emilia – Romagna.
- Regione Emilia-Romagna, 2006. Per un'aria di qualità. La rete regionale di monitoraggio.
- Regione Veneto, 2010. Linee guida per la valutazione del rischio sanitario determinato da fonti di inquinamento ambientale.
- Reis S., Nitter S., Friedrich R. 2005. Innovative approaches in integrated assessment modeling of European air pollution control strategies – Implications of dealing with multi-pollutant multi-effect problems. *Environmental Modelling & Software*, 20: 1524-1531.
- Righi S., Farina F., Marinello S., Andretta M., Luciali P., Pollini E., 2013. Development and evaluation of emission disaggregation models for the spatial distribution of non-industrial combustion atmospheric pollutants. *Atmospheric Environment* 79, 85-92.
- Righi S., Luciali P., Pollini E., 2009. Statistical and diagnostic evaluation of the ADMS-Urban model compared with an urban air quality monitoring network. *Atmospheric Environment* 43, 3850-3857.
- Romary T., De Fouquet C., Malherbe L., 2011. Sampling design for air quality measurement surveys: An optimization approach. *Atmospheric Environment* 45, 3613-3620.
- RSE, 2011. Proposta di "Burden Sharing" sulle fonti rinnovabili: la metodologia.
- Ruiz-Cardenas R., Ferreira M.A.R., Schmidt A.M., 2012. Evolutionary Markov chain Monte Carlo algorithms for optimal monitoring network designs. *Statistical Methodology* 9, 185–194.
- Sabbioni C., Cassar M., Brimblecombe P., Tidblad J., Kozlowski R., Drdacky M., Sainz-Jimenez C., Grøntoft T., Wainwright I., Arino X., 2006. Global climate change impact on built heritage and cultural landscapes. *Heritage, Weathering and Conservation*. ISBN 0-415-41272-2.
- Sabbioni C., Brimblecombe P., Bonazza A., Grossi C.M., Harris I., Messina P., 2007. Mapping climate change and cultural heritage. *Project Noahsark*.
- Saïde P., Zah R., Osses M., Ossés de Eicker M., 2009. Spatial disaggregation of traffic emission inventories in large cities using simplified top-down methods. *Atmospheric Environment* 43, 4914 – 4913.
- Saija S., Romano D., 2002. A methodology for the estimation of road transport air emissions in urban areas of Italy. *Atmospheric Environment* 36, 5377 – 5383.
- Saisana M., Sarigiannis D., Chaloulakou A., Spyrellis N., 2001. Air quality monitoring design: optimization of PM2.5 networks using satellite observations. *Proceedings of the 7th Conference on Environmental Science and Technology*, Syros, Greece, 3-6 September 2001.
- Sajani S.Z., Scotto F., Lauriola P., Galassi F., Montanari A., 2004. Urban Air Pollution Monitoring and Correlation Properties between Fixed-Site Stations. *Air & Waste Management Association* 54, 1-6.
-

-
- Samaali M., Francois S., Vinuesa J.F., Ponche J.L., 2007. A new tool for processing atmospheric emission inventories: Technical aspects and application to the ESCOMPTE study area. *Environmental Modelling & Software* 22, 1765-1774.
- Samie F., 2006. HNO₃-induced atmospheric corrosion of copper, zinc and carbon steel. ISBN 91-7178-483-7.
- Sampson P.D., Guttorp P., Holland D.M., 2001. Air Quality Monitoring Network Design Using Pareto Optimality Methods for Multiple Objective Criteria.
- Sarigiannis D.A., Saisana M., 2008. Multi-objective optimization of air quality monitoring. *Environmental Monitoring Assessment* 136, 87-99.
- Sarno E., 2005. Testing information redundancy in environmental monitoring networks. *Environmetrics* 16, 71-79.
- Screpanti A., De Marco A., 2009. Corrosion on cultural heritage buildings in Italy: A role for ozone?. *Environmental pollution* 157, 1512-1520.
- Seakins P.W., Lansley D.L., Hodgson A., Huntley N., Pope F., 2002. New Directions: Mobile laboratory reveals new issues in urban air quality. *Atmospheric Environment* 36, 1247-1248.
- Sehmel G.A., 1980. Particle and gas dry deposition—a review. *Atmospheric environment* 14, 983-1011.
- Seinfeld J.H., 1972. Optimal location of pollutant monitoring stations in an airshed. *Atmospheric Environment* 6, 847-858.
- Shrouds J.M., 2010. Air Quality Community of Practice Establishing Air Quality Background Concentration Levels for Projects State-of-the-Practice.
- Shu Y., Lam N.S.N., 2011. Spatial disaggregation of carbon dioxide emissions from road traffic based on multiple linear regression model. *Atmospheric Environment* 45, 634-640.
- Silva C., Quiroz A., 2003. Optimization of the atmospheric pollution monitoring network at Santiago de Chile. *Atmospheric Environment* 37, 2337-2345.
- Sivertsen B., 2008. Monitoring air quality, objectives and design. *Chemical Industry & Chemical Engineering Quarterly* 14, 167-171.
- Smaq Project, 2008. Satellite-assisted management of air quality.
- Smith D.G., Egan B.A., 1979. Design of monitor networks to meet multiple criteria. *Journal of Air Pollution Control Association*, 710-714.
- Sohrabinia M., Khorshiddoust A.M., 2007. Application of satellite data and GIS in studying air pollutants in Tehran. *Habitat International* 31, 268-275.
- Sokhi R.S., Yu Y., 2006. First recommendations for best methods and techniques for conducting air quality assessment at local and hotspot scales. Air4EU Project.
- Sokhi R.S., Yu Y., 2005. Review of Methods for Assessing Air Quality at the Local/Hotspot Scale. Air4EU Project.
- Sozzi R., Bolignano A., 2011. Processi di dispersione.
- Sozzi R., Bolignano A., Brusasca G., 2008. La modellistica della dispersione degli inquinanti in aria: caratteristiche delle catene modellistiche e loro utilizzo nell'ambito della Direttiva 2008/50/CE.
- Sozzi R., 2003. La micrometeorologia e la dispersione degli inquinanti in aria.
- Sozzi R., Valentini M., Georgiadis T., 2002. Introduzione alla turbolenza atmosferica – concetti, stime e misure, edizioni Pitagora.
- Spangl W., Schneider J., Moosmann L., Nagl C., 2007. Representativeness and classification of air quality monitoring stations.

Su J.G., Larson T., Baribeau A.M., Brauer M., Rensing M., Buzzelli M., 2007. Spatial Modeling for Air Pollution Monitoring Network Design: Example of Residential Woodsmoke. *Journal of the Air & Waste Management Association* 57, 893-900.

Tampieri F., 2011. Struttura e modellazione dello strato limite atmosferico.

Tchepele O., Costa A.M., Martins H., Ferreira J., Monteiro A., Miranda A.I., Borrego C., 2010. Determination of background concentrations for air quality models using spectral analysis and filtering of monitoring data. *Atmospheric Environment* 44, 106-114.

Tian J., Chen D., 2006. Mapping of Pollutant Concentrations by Combining Satellite-based and Ground-based Measurements in Ontario, Canada. *Environmental informatics archives* 4, 354-360.

Tirabassi T., 2011. L'equazione di trasporto e diffusione in atmosfera e le sue soluzioni.

Tirabassi T., 2003. Modelli matematici per la descrizione del trasporto e diffusione di inquinanti in atmosfera. *Salute e qualità dell'aria: aspetti normativi e monitoraggio degli inquinanti*.

Trujillo-Ventura A., Ellis J.H., 1991. Multiobjective air pollution monitoring network design. *Atmospheric Environment* 25A, 469-479.

Tseng C.C., Chang N.B., 2001. Assessing relocation strategies of urban air quality monitoring stations by GA-based compromise programming. *Environment International* 26, 523-541.

Tubino M., Antonacci G., 2007. Guida alla scelta dei modelli matematici per la valutazione della dispersione di inquinanti in atmosfera, lucidi delle lezioni.

Tuia D., De Eicker M.O., Zah R., Osses M., Zarate E., Clappier A., 2007. Evaluation of a simplified model for the spatial assessment of hot traffic emissions in mid-sized cities. *Atmospheric Environment* 41, 3658-3671.

US-EPA, 2011. Exposure Factors Handbook.

US-EPA, 2010. Quantitative Health Risk Assessment for Particulate Matter Second External Review Draft.

US-EPA, 2003. Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a Preferred General Purpose (Flat and Complex Terrain) Dispersion Model and Other Revisions.

US-EPA, 1999a. Guideline on Air Quality Models.

US-EPA, 1999b. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment).

US-EPA, 1997. Guidance for network design and optimum site exposure for PM_{2.5} and PM₁₀.

US-EPA, 1992a. Protocol for determining the best performing air quality model.

US-EPA, 1992b. Guidelines for exposure assessment.

US-EPA, 1972. Indoor-Outdoor air pollution relationships: a literature review.

Van der Hout D., Larssen S., 2006. Representativeness and network design.

Van Egmond N.D., Onderdelinden D., 1981. Objective analysis of air pollution monitoring network data; spatial interpolation and network density. *Atmospheric Environment* 15, 1035-1046.

Vecchiocattivi M., Guida operativa per la preparazione degli inventari locali: alcune proposte. Seminario "il piano di risanamento della qualità dell'aria e il ruolo degli inventari: impieghi e prospettive", Perugia 19 aprile 2007.

Venegas L.E., Mazzeo N.A., 2006. Air quality monitoring network design to control PM₁₀ in Buenos Aires city. *Latin American applied research*.

Venegas L.E., Mazzeo N.A., 2003. Design methodology for background air pollution monitoring site selection in an urban area. *International Journal Environmental and Pollution* 20, 185-195.

Vienneau D., De Hoogh K., Briggs D., 2009. A GIS-based method for modeling air pollution exposures across Europe. *Science of the total Environment* 408, 255-266.

Vlachokostas C., Achillas C., Moussiopoulos N., Hourdakis E., Tsilingiridis G., Ntziachristos L., Banias G., Stavrakakis N., Sidiropoulos C. 2009. Decision support system for the evaluation of urban air pollution control options: Application for particulate pollution in Thessaloniki, Greece, 407: 5937-5948.

White W.H., Suh H.H., 2003. Monitoring exposure to ambient air pollution. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 66, 1879-1882.

Wilmott C. J., 1982. Some comments on the evaluation of model performance. *Bulletin of American Meteorological Society* 63, 11, 1309-1313.

World Health Organization (WHO), 2010. Guidelines for indoor air quality-Selected pollutants. ISBN 978 92 890 0213 4.

World Health Organization (WHO), 2009. Guidelines for indoor air quality-Dampness and mould. ISBN 978 92 890 4168 3.

World Health Organization (WHO), 2005. WHO air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide.

World Health Organization (WHO), 2004. Outdoor air pollution – assessment the environmental burden of disease at national and local levels. ISBN 92 4 159146 3.

World Health Organization (WHO), 1999. Monitoring ambient air quality for health impact assessment. ISBN 92 890 1351 6.

World Health Organization (WHO), 1977. Air monitoring programme design for urban and industrial areas. ISBN 92 4 170033 5.

Zanini G., Berico M., Monforti F., 2006. Strumenti modellistici per il calcolo della deposizione degli inquinanti atmosferici sul patrimonio monumentale. Seminario “Effetti dell’inquinamento atmosferico sui beni di interesse storico-artistico: le esperienze” Roma 28 giugno 2006.

Zhang W., Lei T., Lin Z.Q., Zhang H.S., Yang D.F., Xi Z.G., Chen J.H., Wang W., 2011. Pulmonary toxicity study in rats with PM10 and PM2.5: Differential responses related to scale and composition. *Atmospheric Environment* 45, 1034-1041.

Zhou Y., Levy J. I., Evans J. S., Hammitt J. K., 2006. The influence of geographic location on population exposure to emissions from power plants throughout China. *Environment International* 32, 365-373.

Zhuang X., Liu R., 2011. The optimization of regional air quality monitoring network based on spatial analysis. *Geoinformatics*, 2011 19th International Conference, 24-26 giugno 2011.

Zou B., Wilson J.G., Zhan F.B., Zeng Y., 2009. Spatially differentiated and source-specific population exposure to ambient urban air pollution. *Atmospheric Environment* 43, 3981–3988.

